

KARLSRUHER

ZUR INGENIEURBIOLOGIE

BERICHTE

Heft 43

Transport- und Umsatzprozesse
bei der Abwasserversickerung
aus undichten Kanälen

Jianmin Hua



Jianmin Hua

**Transport- und Umsatzprozesse bei der Abwasserversickerung
aus undichten Kanälen**

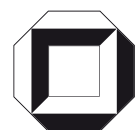
Karlsruher Berichte zur Ingenieurbiologie
Band 43

Institut für Ingenieurbiologie und Biotechnologie des
Abwassers, Universität Karlsruhe (TH)

Herausgeber: Prof. Dr. rer. nat. J. Winter

Transport- und Umsatzprozesse bei der Abwasserversickerung aus undichten Kanälen

von
Jianmin Hua



universitätsverlag karlsruhe

Dissertation, genehmigt von der Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften der Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH), 2007
Referenten: Prof. Dr. rer. nat. J. Winter, Prof. Dr.-Ing. E.h. H. H. Hahn, PhD

Impressum

Universitätsverlag Karlsruhe
c/o Universitätsbibliothek
Straße am Forum 2
D-76131 Karlsruhe
www.uvka.de



Dieses Werk ist unter folgender Creative Commons-Lizenz
lizenziiert: <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/2.0/de/>

Universitätsverlag Karlsruhe 2007
Print on Demand

ISSN: 0172-8709
ISBN: 978-3-86644-125-5

Transport- und Umsatzprozesse bei der Abwasserversickerung aus undichten Kanälen

Zur Erlangung des akademischen Grades eines
DOKTOR-INGENIEURS

von der Fakultät

für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften
der Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH)

genehmigte

DISSERTATION

von

Jianmin Hua, Master Ing.
aus Liaoning, China

Tag der mündlichen Prüfung: 14.02.2007
Hauptreferent: Prof. Dr. rer. nat. J. Winter
Korreferent: Prof. Dr.-Ing. E.h. H. H. Hahn, PhD

Karlsruhe 2007

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Tätigkeit als Mitarbeiter am Institut für Ingenieurbiologie und Biotechnologie des Abwassers in der Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften der Universität Karlsruhe (TH).

Herrn Prof. Dr. rer. nat. Josef Winter danke ich für seine Unterstützung, Betreuung und Beratung der Durchführung meiner Arbeit.

Herrn Prof. Dr.-Ing. E.h. H.H. Hahn danke ich für die Übernahme des Korreferates.

Meinen Dank möchte ich ferner Frau PD Dr. rer. nat. Claudia Gallert und den Mitarbeitern am Institut für Ingenieurbiologie und Biotechnologie des Abwassers der Universität Karlsruhe aussprechen.

Frau Maren Rüdiger-Albers und Frau Dr. Supavadee Koydon haben die bakteriellen Untersuchungen durchgeführt. Hier gilt mein besonderer Dank.

Mein besonderer Dank gilt weiterhin Frau Katharina Fund, Frau Birte Bauerndistel und Herrn Siegfried Franz für das Sprachkorrigieren meiner Arbeit.

Weiter möchte ich mich bei meiner Familie herzlich bedanken, die mir die Freiräume zum Anfertigen dieser Dissertationsschrift gegeben hat. Die Geduld und die Ermutigung meiner Frau Danlin Wu waren für mich die wichtigste Unterstützung.

Jianmin Hua

Karlsruhe, 2007

Zusammenfassung

Abwasserkanäle erleiden im Verlauf ihrer Nutzung Schäden durch Abnutzung, Alterung oder sonstige Einwirkung, die zu Undichtigkeiten führen können. Durch die Undichtigkeiten kann entweder unbelastetes Fremdwasser aus dem umgebenden Erdreich bei hohem Grundwasserstand in die Rohrleitung eindringen (dies erhöht die Belastung der Kläranlage) oder große Mengen Abwasser bei niedrigem Grundwasserstand durch die schadhaften Stellen über die Kanalbettung aus ihr austreten. Undichte Abwasserkanäle können ein hohes Gefährdungspotential darstellen. Diese Arbeit befasst sich mit den Änderungen der Abwasserinhaltsstoffe aus undichten Kanälen und der Kontamination von Sandböden während der Abwasserversickerung.

Zur Simulation der Abwasserversickerung im Untergrund unter undichten Kanälen wurden Glassäulen mit 10 cm Durchmesser und 25 – 250 cm Länge verwendet. Alle Säulen wurden von unten nach oben mit Kies und grobem Sand als Unterstützschicht und Feinsand (\varnothing 0,5-2,0 mm) als Füllmaterial gefüllt. Das Abwasser, mit dem die hauptsächlich verwendeten Sandsäulen beschickt wurden, wurde am Ende der mechanischen Reinigungsstufe der Kläranlage Karlsruhe in Neureut entnommen.

In der Anfangsphase war die Sickermenge des Abwassers nur abhängig von der Pumprate. Ab etwa dem 19. Tag nach Beginn der Abwasserversickerung in einer Sandsäule bildete sich eine sichtbare Kolmationsschicht auf der Sandschicht aus. Ab dem 24. Tag wurde die Kolmationsschicht zunehmend dicker und die Durchflussrate nahm ab. Unter aeroben Bedingungen schwankte die Sickermenge. Unter anaeroben Bedingungen und ohne Abwasserzirkulation wurde die Durchflussrate wieder konstant.

Der CSB des Abwassers wurde nach der Sickerstrecke von 125 cm ca. 75 % eliminiert. In der 2 cm dicken Kolmationsschicht wurden 44 % des CSB und in der anschließenden 25 cm Sandschicht 18 % eliminiert. Nach 250 cm Sickerstrecke betrug die CSB-Elimination bis maximal 80 %. Mit zunehmender CSB-Konzentration des Abwassers stieg die CSB-Elimination an. Im Untersuchungsbereich von 230 bis 3240 ml/d hatte die Sickerrate nur eine geringe Auswirkung auf die CSB-Eliminierung.

Die N_{total} -Abbauleistung in der ersten 25 cm Sandschicht betrug 50 %. Während der Sickerstrecke von 25 bis 125 cm wurden nur noch 10 % weiter abgebaut. Ammonifikation, Nitrifikation und Denitrifikation sowie Anammox fand hauptsächlich in den ersten 25 cm statt.

Eine Sandsäule von 1,25 m Länge lief 11 Tage leer und wurde danach mit Abwasser von derselben Charge wieder beschickt. Unmittelbar nach dem Wechsel nahm der CSB des Sickerwassers leicht zu mit wieder abnehmender Tendenz bei weiterem Säulenbetrieb. Die Elimination von TKN und $\text{NH}_4\text{-N}$ wurde dagegen deutlich durch das Leerlaufen beeinträchtigt.

Eine Untersuchung der Partikel verschiedener Größe bei der Versickerung durch die Bodensäule mit einer Länge von 125 cm ergab, dass die dicke Kolmationsschicht und die mit Biofilm bewachsene obere Sandschicht die Partikelfraktion durch physikalische Reaktionen wie z.B. Siebung, Filtration, Adsorption usw. gut zurückhielt und so auch langsame biologische Reaktionen ermöglichte, die zu ihrer Hydrolyse und ihrem Abbau führten.

Nach 54 Monaten Betriebszeit wurden aerobe und anaerobe Bakterien nach 125 cm Sickerstrecke um ca. 4 log-Stufen reduziert. Coliforme Keime und *E.coli* verringerten sich um > 4 log-Stufen.

Nach der Abwasserversickerung bildete sich eine anaerobe Zone in Sandsäulen, wo Methan produziert wurde. Das Ausmaß der CH_4 -Produktion war abhängig von der auf die Säule aufgetragenen CSB-Fracht.

Die gewachsenen Mikroorganismen und zurückgehaltenen organischen Stoffe des Abwassers änderten die Struktur des Sandbodens. Mit zunehmender Betriebszeit und zunehmender Sickerstrecke stieg die hydraulische Aufenthaltszeit (HRT) an.

Durch die Abwasserversickerung wurde Sandboden kontaminiert. Die Feuchtigkeit, die organischen Stoffe und der Stickstoff im Sandboden nahmen mit zunehmender Sickerstrecke ab und mit zunehmender Betriebszeit wieder zu. Aerobe und anaerobe Bakterien wuchsen überwiegend in den ersten 30 cm Sickerstrecke. *E. coli* und andere Bakterien wurden in der Sandschicht mit der Betriebszeit in tiefere Bodenzonen verlagert. Nach einer langen (>> 60 Monate) Laufzeit wird *E. coli* im Grundwasser gefunden. Eine Bilanzierung zeigte, dass die meisten der in der Sandsäule zurückgehaltenen organischen Stoffe mit zunehmender Betriebszeit von den Mikroorganismen in der Säule hydrolysiert, gelöst und schließlich abgebaut wurden. So wurde eine zunehmende Kontamination des Bodens verringert.

Die Ergebnisse nach 250 cm Sickerstrecke von Abwasser in einer Sandsäule zeigten, daß der CSB und der Stickstoff des Abwassers nicht vollständig im Sandboden eliminiert werden konnten. Das Abwasser aus undichten Kanälen konnte den Boden und das Grundwasser verunreinigen.

Abstract

Sewers are damaged by corrosion, ageing, cracks or other effects, which lead to leakages during use. Through the leaks, either unpolluted water can enter the piping from the surrounding soil in the case of high ground water levels (this increases the hydraulic load of the wastewater treatment plant and decreases the treatment efficiency) or large quantities of wastewater are exfiltrating into the surrounding soil if ground water levels are low. Leaky sewers represent a potentially high environmental hazard. This thesis is concerned with the trickling behaviour of wastewater from leaking sewers into soil, biological and chemical reactions in soil and the contamination of sandy soils and ground water during the wastewater infiltration.

Glass columns with diameter of 10 cm and 25 – 250 cm length were used to simulate the trickling of sewage into the subsoil below leaky sewers. All columns were filled from bottom to top with a thin gravel and coarse sand layer to support the fine sand (\varnothing 0.5-2.0 mm) above. The sewage, that was trickled through the sand columns, was taken from the wastewater treatment plant of Karlsruhe after mechanical treatment.

In the initial phase the seeping quantity of the wastewater depended only on the pumping rate. After about 20 days of wastewater infiltration into a sand column a visible colmation layer was formed on the sand layer. Subsequently the colmation layer increased in thickness and the flow rate decreased. The wastewater effluent of the column varied under aerobic as well as under anaerobic conditions. Whenever biogas bubbles from the “Schmutzdecke” were released, the flow rate of sewage increased shortly, until the “filter layer” was clogging again. The flow rate decreased steadily.

Approx. 75 % of the COD of the wastewater was eliminated after a trickling stretch of 125 cm. 44 % of the COD was eliminated in the 2 cm thick colmation layer and another 18 % were eliminated in the following 25 cm sand layer. A COD removal of maximally 80 % was achieved after 250 cm of trickling of sewage through sand, with a higher extent of elimination at high influent COD concentration of the wastewater. The trickling rate had only a small effect on the COD elimination within the investigated range of 230 to 3240 ml/d.

50 % of the total nitrogen was removed in the first 25 cm of the sand column. During the following 100 cm, only an additional 10 % were removed. Ammonification, nitrification and denitrification, as well as presumably Anammox took place primarily in the first 25 cm. If the trickling of sewage in a sandy column of 1.25 m length was interrupted for 11 days and was continued afterwards with the same sewage, the COD of the column effluent increased immediately after the reloading, but decreased again to the previous level with further column

operation. In contrast, the elimination of TKN and $\text{NH}_4\text{-N}$ suffered longer from the dry period.

An investigation of particulate substrate treatment in the 125 cm column showed that particles were effectively retained within the colmation layer and the biofilm-covered upper sand layer by processes such as sieving, filtration, adsorption etc., which thus allowed also slow biological reactions in the particle layer, leading to hydrolysis and degradation.

Aerobic and anaerobic bacteria were reduced by three to four orders of magnitude after 125 cm of seeping distance. The same could be observed for coliforms and *E. coli*.

After the sewage application, it took 15 to 20 days to obtain anaerobiosis in sand columns with subsequent methane production. The magnitude of the CH_4 production was dependant on the COD load applied on the column.

The growth of microorganisms and the retention of organic materials from the sewage changed the structure of the sandy soil. The hydraulic retention time (HRT) increased as well with increasing length of operation and increasing seeping distance, due to an increasing hydrated biofilm on the sand grains.

The sandy soil was contaminated by the sewage. Moisture, COD and nitrogen content of the soil decreased with seeping distance, but increased again with the length of operation. Aerobic and anaerobic bacteria grew predominantly in the first 30 cm of the column. *E. coli* and other bacteria (presumably adsorbed or growing in the biofilm) were shifted in the sandy layer with the operation time in deeper soil zones. After long-term operation, *E. coli* was found in the ground water. A mass balance showed that most of the organic materials, that were retained in the sand column, were degraded with increasing operation time by the microorganisms in the sand column. Thus an increasing contamination of the soil was reduced.

The results after 250 cm of seeping distance of sewage in a sandy soil showed that the COD and the nitrogen of the sewage could not be completely eliminated in the sandy soil. Sewage from leaking sewers could pollute soil and the ground water and thus create a risk potential for groundwater use.

Abbildungsverzeichnis

- Abb. 2.1: Substanzvolumen und Porenvolumen des Bodens (Hellberg-Rode, 2003)
- Abb. 2.2: Schema der Exfiltration des Abwassers aus undichten Kanälen
- Abb. 2.3: Schema der anaeroben Nahrungskette (Winter, 1984)
- Abb. 2.4: Möglicher Stoffwechselweg der anaeroben Ammonium-Oxidation (ANAMMOX) (Van *et al.*, 1997)
- Abb. 3.1: Korngrößenverteilung des Sandes
- Abb. 3.2: Befüllung der Säulen
- Abb. 3.3: Schemen der Versuchsanlagen
- Abb. 3.4: Schema des Auffangtrichters (innen und außen) am Säulenauslauf
- Abb. 3.5: Bild einer Teilsäule der segmentierten Säule
- Abb. 4.1.1: Schwankungen der Durchflussrate (innen, außen und gesamt) in einer 125 cm langen Sandsäule (Nr. 1) während einer Betriebszeit von 150 Tagen unter aeroben Bedingungen
- Abb. 4.1.2: Verhältnis der Sickermenge von Randzone und Zentralzone in der in 4.1.1 beschriebenen Sandsäule
- Abb. 4.1.3: Monatliche Durchflussraten und CSB-Fracht in der 125 cm langen Sandsäule Nr.1
- Abb. 4.1.4: Durchflussrate und CSB-Fracht in der Sandsäule Nr. 1 unter aeroben und anaeroben Bedingungen (Säulenlänge: 125 cm, mit Abwasserzirkulation)
- Abb. 4.1.5: Durchflussrate für den aeroben und anaeroben Betrieb der Sandsäule Nr. 1 (Säulenlänge: 125 cm, mit Abwasserzirkulation)
- Abb. 4.1.6: Vergleich der Durchflussrate von Abwasser durch eine oben geschlossene Sandsäule mit 10 cm Überstau und ohne Überstau mit festgelegter Pumprate (Säulenlänge: 125 cm)
- Abb. 4.1.7 : CSB des Zulaufs und Ablaufs durch eine oben geschlossene Sandsäule mit 10 cm Überstau und ohne Überstau mit festgelegter Pumprate (Säulenlänge: 125 cm)
- Abb. 4.1.8: Verlauf der Durchflussrate von Abwasser durch eine segmentierte, oben offene Säule (Säulenlänge: 5 x 25 cm)
- Abb. 4.1.9: Durchflussmenge von Abwasser durch die segmentierte, oben offene Säule während eines Jahres Betriebszeit (Säulenlänge: 5 x 25 cm)
- Abb. 4.2.1.1: CSB-Zunahme in der Anfangsphase des Betriebes der segmentierten Säule nach einer Sickerstrecke von 25 cm bzw. 125 cm (Säule oben offen, ohne Überstau, Durchflussrate: 1 l/d)

- Abb. 4.2.1.2: Änderungen des CSB in Zulauf und Ablauf der unsegmentierten Säule (Randzone und Zentralzone) (Säulenlänge: 125 cm, ab 22.11.01 geschlossen)
- Abb. 4.2.1.3: Verteilung der CSB-Konzentrationen des Zulaufs einer unsegmentierten Säule für einen Zeitraum von einem Jahr (Säulenlänge: 125 cm)
- Abb. 4.2.1.4: Verteilung der CSB-Konzentrationen des Ablaufs einer unsegmentierten Säule in einem Jahr (Säulenlänge: 125 cm, ab 22.11.01 geschlossen)
- Abb. 4.2.1.5: CSB-Eliminationen (%) und CSB-Fracht des Zulaufs einer Säule (Säulenlänge: 125 cm, ab 22.11.01 geschlossen)
- Abb. 4.2.1.6: Zeitliche Ammonium-N-Änderungen nach einer Sickerstrecke von 125 cm Säule (ab 22.11.01 geschlossen)
- Abb. 4.2.1.7: Eliminationen von Ammonium-N- und CSB-Fracht nach einer Sickerstrecke von 125 cm Säule (ab 22.11.01 geschlossen)
- Abb. 4.2.1.8: Mittelwerte der TKN-, NH₄-N- und organischen Stickstoff-Änderungen in einer 125 cm langen Sandsäule
- Abb. 4.2.1.9: CSB-Änderungen nach verschiedenen Sickerstrecken innerhalb von 43 Wochen
- Abb. 4.2.1.10: CSB-, DOC- und SAK-Abnahme mit zunehmender Sickerstrecke in der 125 cm Sandsäule innerhalb von 17 Wochen (Durchflussrate: 800 ml/d)
- Abb. 4.2.1.11: N-Änderungen im Sickerwasser nach verschiedenen Sickerstrecken in der 125 cm Sandsäule innerhalb von 17 Wochen (Durchflussrate: 800 ml/d)
- Abb. 4.2.1.12: Änderungen des CSB des Abwassers und des Sickerwassers bei der verlängerten Sickerstrecke von 2 x 125 cm (Säule geschlossen, Durchflussrate: 800 ml/d)
- Abb. 4.2.1.13: Mittelwerte des CSB, SAK₂₅₄ und DOC des Zu- und Ablaufes von Sandsäulen im Zeitraum von 9 Monaten (Säulenlänge: 2 x 125 cm, geschlossen, Durchflussrate: 800 ml/d)
- Abb. 4.2.1.14: Mittelwerte des Stickstoffs im Abwasser des Zulaufes und nach verlängerter Sickerstrecke von 2,50 m für einen Zeitraum von 9 Monaten (Säulenlänge: 2 x 125 cm, geschlossen, Durchflussrate: 800 ml/d)
- Abb. 4.2.1.15: 25 cm - Sandsäule mit Kolmationsschicht (a) und Glassäule mit ausschließlich der Kolmationsschicht auf Kies- und Grobsand-Trägerschicht (b)
- Abb. 4.2.1.16: Änderungen des CSB, DOC und SAK in der Säule mit Kolmationsschicht und Kolmationsschicht plus Sandschicht (25 cm) (Durchflussrate: 800 ml/d)

- Abb. 4.2.1.17: N-Änderungen in der Säule mit Kolmationsschicht und mit Kolmationsschicht plus Biofilm bewachsener Sandschicht (25 cm) (Durchflussrate: 800 ml/d)
- Abb. 4.2.1.18: Aussehen vom Abwasser und Sickerwasser nach Filtration mit verschiedenen Ausschlussgrößen
- Abb. 4.2.1.19: Schema der Versuchsanlage
- Abb. 4.2.1.20: CSB-Änderungen in den Teilsäulen S5-S1 der segmentierten Säule bei direkter Beschickung jeder Säule mit Abwasser (Durchflussrate: 800 ml/d, Sickerstrecke jeweils 25 cm)
- Abb. 4.2.1.21: CSB-Umsatzrate in den Teilsäulen S5-S1 der segmentierten Säule bei direkter Beschickung jeder Säule mit Abwasser (Durchflussrate: 800 ml/d)
- Abb. 4.2.1.22: DOC-Änderungen in den Teilsäulen S5-S1 der segmentierten Säule bei direkter Beschickung jeder Säule mit Abwasser (Durchflussrate: 800 ml/d)
- Abb. 4.2.1.23: Änderungen des „verlorenen Stickstoffs“ in den Teilsäulen S5-S1 der segmentierten Säule bei direkter Beschickung jeder Säule mit Abwasser (Durchflussrate: 800 ml/d)
- Abb. 4.2.1.24 Gesamtkeimzahl aerober Bakterien in den hintereinander geschalteten Säulensegmenten vor und zwei Tage nach direkter Zugabe von Abwasser auf jede Teilsäule (Durchflussrate: 800 ml/d)
- Abb. 4.2.1.25: Gesamtkeimzahl anaerober Bakterien in den hintereinander geschalteten Säulensegmenten vor und zwei Tage nach direkter Zugabe von Abwasser auf jede Teilsäule (Durchflussrate: 800 ml/d)
- Abb. 4.2.2.1: CSB-Elimination bei verschiedenen Durchflussmengen und ähnlichen CSB-Konzentrationen des Abwassers nach 125 und 250 cm Sickerstrecke
- Abb. 4.2.2.2: CSB-Konzentrationen im Zulauf und nach zunehmenden Sickerstrecken bei zwei verschiedenen Durchflussraten (Säule geschlossen, anaerob)
- Abb. 4.2.2.3: CSB-Elimination in einer segmentierten Sandsäule nach 125 cm Sickerstrecke bei zwei verschiedenen Durchflussraten (Säule geschlossen, anaerob, CSB mit Molke eingestellt)
- Abb. 4.2.2.4: CSB-Elimination nach verschiedenen Sickerstrecken in einer segmentierten Sandsäule mit steigenden Durchflussraten (Säule geschlossen, anaerob, kommunales Abwasser ohne Molkezusatz)

- Abb. 4.2.2.5: SAK-Änderungen bei verschiedenen Durchflussraten im Auslauf der segmentierten Säule (5 x 25 cm, anaerober Betrieb)
- Abb. 4.2.2.6: CSB-Elimination bei der Versickerung verschieden konzentrierten Abwassers durch eine 125 cm bzw. 250 cm lange Sandsäule (anaerober Betrieb)
- Abb. 4.2.2.7: Verlauf des CSB nach verschiedenen Sickerstrecken bei Auftrag von mit Molke dotiertem Abwasser (segmentierte Säule 5 x 25 cm, Sickermenge 1 l/d, anaerober Betrieb)
- Abb. 4.2.2.8: CSB-Elimination aus Abwasser mit fortschreitender Versickerungszeit in einer Sandsäule (Säulenlänge: 125 cm, ab dem 10. Monat anaerober Betrieb)
- Abb. 4.2.2.9: SAK-Elimination aus versickerndem Abwasser mit fortschreitenden Betriebszeiten einer Sandsäule (Säulenlänge: 125 cm, anaerober Betrieb)
- Abb. 4.2.2.10: CSB-Konzentration im Zu- und Ablauf und Durchflussrate des Abwassers aus Regen- und Trockenzeit durch eine Sandsäule (10 cm hydrostatistischer Druck: 10 cm Abwasserstau, Säulenlänge: 125 cm, aerober Betrieb)
- Abb. 4.2.2.11: CSB-, DOC-, SAK-, und TKN-Konzentrationen des Abwassers aus einer Regen- und Trockenperiode und in den Abläufen einer segmentierten Säule (5 x 25 cm) bei jeweils gleicher und konstanter Sickerrate
- Abb. 4.2.2.12: CSB-Elimination bei unterschiedlichen CSB-Konzentrationen für aeroben und anaeroben Säulenbetrieb (Säulenlänge: 125 cm)
- Abb. 4.2.2.13: CSB, DOC und SAK im Sickerwasser einer Sandsäule vor dem Leerlaufen und nach erneuter Zugabe von Abwasser (Säulenlänge: 125 cm, anaerober Betrieb, Durchflussrate: 800 ml/d)
- Abb. 4.2.2.14: Änderungen verschiedener Stickstoffkomponenten in der Sandsäule vor dem Leerlaufen und nach erneutem Beginn der Abwasserversickerung (Säulenlänge: 125 cm, anaerober Betrieb, Durchflussrate: 800 ml/d)
- Abb. 4.2.2.15: Änderungen der SO_4^{2-} - und PO_4^{3-} -Konzentration bei der Abwasserversickerung im Ablauf einer Sandsäule vor dem Leerlaufen und nach erneuter Zugabe von Abwasser (Säulenlänge: 125 cm, anaerober Betrieb, Durchflussrate: 800 ml/d)

Abb. 4.3.1: Änderungen der pH- Werte des zentralen und des randständigen Ablaufs in einer unsegmentierten anaeroben Sandsäule von 125 cm während der Versickerung des Abwassers

Abb. 4.3.2: Änderungen der pH- Werte in einer segmentierten Sandsäule von 5 x 25 cm (anaerober Säulenbetrieb, Durchflussrate: 800 ml/d)

Abb. 4.3.3: pH-Werte vom Abwasser und vom Sickerwasser nach 125 und 250 cm Sickerstrecke (anaerober Säulenbetrieb)

Abb. 4.4.1: Keimzahlreduktion von aeroben und anaeroben Bakterien, coliformen Keimen sowie von *E. coli* nach verschiedener Betriebszeit einer Sandsäule für die Abwasserversickerung (Säulenlänge: 5 x 25 cm, geschlossen, Durchflussrate: 800 ml/d)

Abb. 4.5.1: Sauerstoff in der Bodenluft einer aerob betriebenen Sandsäule (Säulenlänge: 125cm)

Abb. 4.5.2: Methanbildung in der offenen Sandsäule während der ersten 50 Tage nach Inbetriebnahme (Säulenlänge: 125 cm)

Abb. 4.5.3: Vergleich des zugegebenen, in der Säule aerob und anaerob und in der Säule mit Sauerstoff abgebauten CSB (offen, aerob mit Überstau, Säulenlänge: 125 cm)

Abb. 4.5.4: Änderungen des Methangehaltes in verschiedenen Tiefen der Sandsäule nach zunehmender Betriebszeit (Säulenlänge: 125 cm, am 161. Tag offen aerob, am 288., 324. bzw. 387. Tag geschlossen anaerob)

Abb. 4.5.5: Methananteil im Sand in verschiedenen Tiefen nach verschieden langer Abwasserversickerung in der segmentierten Säule (5 x 25 cm, am 134. Tag offen, am 364. bzw. 504. Tag geschlossen, Durchflussrate: 800 ml/d)

Abb. 4.5.6: Methanbildung in der segmentierten Säule bei hoher CSB-Fracht (5 x 25 cm, anaerobe Betriebsweise, Durchflussrate: 800 ml/d)

Abb. 4.6.1: Typische Ganglinie der Auslaufkonzentration und Akkumulation von KCl im Auslauf einer 110 cm langen Sandsäule (Durchflussrate: 800 ml/d, anaerober Betrieb)

Abb. 4.6.2: Akkumulationsganglinie der Tracermenge im Auslauf einer Sandsäule für verschiedene Durchflussraten (Säulenlänge: 125 cm, geschlossen)

- Abb. 4.6.3: Elution des Tracers bei verschiedenen Durchflussraten (Säulenlänge: 125 cm, geschlossen)
- Abb. 4.6.4: Akkumulationsganglinie der Tracermenge im Auslauf von Sandsäulen nach verschiedenen Sickerstrecken (Durchflussrate: 800 ml/d, geschlossen)
- Abb. 4.6.5: Hydraulische Verweilzeit (t_{50} , Stunden) in Sandsäulen mit verschiedenen Sickerstrecken (Durchflussrate: 800 ml/d, geschlossen)
- Abb. 4.6.6: Elution des Tracers nach verschieden langen Sickerstrecken (Durchflussrate: 800 ml/d, geschlossen)
- Abb. 4.6.7: Ausgelaufene Tracermenge im Ablauf einer Sandsäule nach verschiedenen Zeiten der Abwasserversickerung (Durchflussrate: 800 ml/d, Säulenlänge: 25 cm, geschlossen)
- Abb. 4.6.8: Elution des Tracermaterials nach verschiedenen Betriebszeiten einer Sandsäule (Durchflussrate: 800 ml/d, geschlossen)
- Abb. 4.7.1: Wassergehalt in unterschiedlichen Tiefen einer Sandsäule nach der Versickerung von Abwasser (Säulenlänge: 2 x 125 cm, Betriebszeit: 60 Monate, ab 10. Monat geschlossen, Durchflussmenge ab 15. Monat: 800 ml/d)
- Abb. 4.7.2: Wassergehalt in der Sandsäule nach verschiedenen Betriebszeiten (Säulenlänge: 125 cm, Säule mit 4 Monaten Laufzeit offen, Säule mit 18 Monaten Laufzeit ab 15. Monat geschlossen, Säule mit 60 Monaten Laufzeit ab 10. Monat geschlossen)
- Abb. 4.7.3: CSB-Abnahme im Sand bei der Versickerung von Abwasser durch eine 2 x 125 cm dicke Sandschicht nach 60 Monaten Betriebszeit
- Abb. 4.7.4: CSB im Sand bei der Versickerung von Abwasser durch eine 125 cm lange Sandsäule nach 4, 18 und 60 Monaten Betriebszeit
- Abb. 4.7.5: TKN im Sand bei der Versickerung von Abwasser durch 2 x 125 cm lange Sandsäulen nach 60 Monaten Betriebszeit
- Abb. 4.7.6: TKN im Sand bei der Versickerung von Abwasser durch eine 125 cm lange Sandsäule nach verschiedenen Betriebszeiten
- Abb. 4.7.7: Gesamte aerobe Bakterien in den Sandsäulen nach Betriebszeiten von 4 Monaten (aerob) und 18 Monaten (anaerob) (Säulenlänge: 125 cm)
- Abb. 4.7.8: Gesamte anaerobe Bakterien in den Säulen nach Betriebszeit von 4 Monaten (aerob) und 18 Monaten (anaerob) (Säulenlänge: 125 cm)

- Abb. 4.7.9: Verlagerung von *E. coli* in tiefere Sandschichten mit zunehmender Betriebszeit einer Sandsäule für die Abwasserversickerung (Säulenlänge: 125 cm)
- Abb. 4.7.10: Verlagerung von coliformen Keimen in tiefere Sandschichten mit zunehmender Betriebszeit einer Sandsäule für die Abwasserversickerung (Säulenlänge: 125 cm)
- Abb. 4.8.1: CSB-Massenbilanzierung bei der Abwasserversickerung (125 cm, 60 Monate)
- Abb. 4.8.2: N-Bilanzierung bei der Abwasserversickerung durch eine 125 cm lange Sandsäule
- Abb. 4.8.3: Stickstoff-Bilanzierung in einer segmentierten Sandsäule nach 54 Monaten Beschickungszeit mit kommunalem Abwasser (Säulenlänge: 5 x 25 cm)
- Abb. 5.1: Raumbelastung jeder Teilsäule einer segmentierten Sandsäule (Säulenlänge: 5 x 25 cm, anaerober Betrieb, Durchflussrate: 800 ml/d, CSB des Abwassers: 964 mg/l)
- Abb. 5.2: Organische Belastung jeder Teilsäule einer segmentierten Sandsäule (Säulenlänge: 5 x 25 cm, anaerober Betrieb, Durchflussrate: 800 ml/d, CSB des Abwassers: 964 mg/l)
- Abb. 5.3: Hydraulische Aufenthaltszeit von Abwasser in Sandsäulen bei verschiedenen Zuläufen: Partikelfraktion, gelöste Fraktion vom Abwasser und kommunales Abwasser (Säulenlänge: 105 cm; anaerober Betrieb) (nach An, persönliche Information)
- Abb. 5.4: CSB-Elimination (%) und hydraulische Verweilzeit (HRT, h) mit zunehmender Sickerstrecke in einer Sandsäule (anaerober Betrieb)
- Abb. 5.5: Der Wassergehalt und die organische Trockensubstanz in den Sandsäulen nach verschiedenen Betriebszeiten (Säulenlänge : 125 cm für die Betriebszeit von 18 und 60 Monaten bzw. 105 cm für die Betriebszeit von 40 Monaten, anaerober Betrieb)

Tabellenverzeichnis

- Tab. 2.1: Typische Werte für Bodendichte und Porenvolumen (Rowell, 1997)
- Tab. 2.2: Verteilung von Kanalschäden nach Schadensgruppen (Stein und Kaufmann, 1993)
- Tab. 3.1: Zusammensetzung des Abwassers aus Regen- und Trockenwetterperioden
- Tab. 3.2: Konzentrationen der verschiedenen Schwermetalle zur Kalibrierung
- Tab.: 4.2.1.1: Mittelwerte der CSB-Eliminierung einer unsegmentierten Säule im Zeitraum von jeweils drei Monaten (Säulenlänge: 125 cm)
- Tab.: 4.2.1.2: Mittelwerte der Elimination des CSB_{gesamt} , $CSB_{\text{gelöst}}$, DOC und SAK in einer unsegmentierten Säule in den ersten 20 Monaten (Säulenlänge: 125 cm)
- Tab. 4.2.1.3: Aerobe und anaerobe GKZ in der verlängerten Sandsäule (2 x 125 cm) (geschlossen, Durchflussrate: 800 ml/d)
- Tab. 4.2.1.4: CSB-Mittelwerte des gelösten und suspendierten Anteils des Abwassers nach Versickerung durch die Kolmationsschicht und durch eine 25 cm Sandsäule mit Kolmationsschicht
- Tab. 4.2.1.5: Abwasserfraktionen nach Partikelgröße
- Tab. 4.2.1.6 Parameter der verschiedenen Filter-Fractionen des Abwassers und des Sickerwassers der Sandsäule
- Tab. 4.2.1.7: CSB-Verteilung (%) in verschiedenen Fraktionen des kommunalen Abwassers und im Sickerwasser einer 125 cm-Sandsäule
- Tab. 4.2.1.8: Elimination der organischen Stoffe und des Stickstoffs in den einzelnen Teilsäulen (5 x 25 cm) (Durchflussrate: 800 ml/d)
- Tab. 4.2.2.1: CSB-Abbau nach verschiedenen Sickerstrecken bei verschiedenen CSB-Ausgangs-Konzentrationen (segmentierte Säule 5 x 25 cm, anaerober Betrieb)
- Tab. 4.3.1: Ca^{2+} , Mg^{2+} vom Zulauf und Ablauf von Sandsäulen nach 125 cm und 250 cm Sickerstrecke von Abwasser (anaerober Betrieb, Sickerrate: 800 ml/d)
- Tab. 4.3.2: Metallionen vom Zulauf und Ablauf nach 125 cm und 250 cm Sickerstrecke (geschlossen, Sickerrate: 800 ml/d)
- Tab. 4.5.1: Durchflussraten und CSB während des Versuches (Säulenlänge: 125 cm)
- Tab. 4.6.1: Vergleich der theoretischen und gemessenen Ergebnisse der HRT bei verschiedenen Durchflussraten (HRT bei 6400 ml/d als Grundlage) (Säulenlänge: 125 cm, geschlossen)
- Tab. 4.6.2: Erste Nachweiszeit des Tracers und Verweilzeit in Sandsäulen nach verschiedene Sickerstrecke

- Tab. 4.7.1: Bilanzdaten für eine Sandsäule nach 18 Monaten Abwasserversickerung
- Tab. 4.7.2: Gehalt an C:P:N auf den Sandkörnern einer 18 Monate mit kommunalem Abwasser beschickten Sandsäule nach schichtweisem Ausbau des Sandes (in mg/g TS-Sand)
- Tab. 4.7.3: Durchschnittliche elementare Zusammensetzung einer Bakterienzelle (% Trockengewicht) (Huber und Ziegler, 1999)
- Tab. 4.8.1: CSB-Umwandlung in einer Sandsäule von 125 cm Länge nach verschiedener Zeit der Versickerung von kommunalem Abwasser
- Tab. 4.8.2: C-Bilanzierung in einer segmentierten Sandsäule (5x25 cm, nach 54 Monaten Abwasserversickerung) (Einheit: g)
- Tab. 5.1: Elimination der Abwasserinhaltsstoffe in verschiedenen Versuchsanlagen
- Tab. 5.2: Die Sickerstrecke mit höchsten Umsatzleistungen in verschiedenen Versuchsanlagen
- Tab. 5.3 Abbaubarkeit der drei CSB-Fractionen (Gesamter CSB: 600 mg/l) (Koppe und Stozek, 1999)
- Tab. 5.4 Die Verteilung der organischen Stoffe des aufgetragenen Abwassers nach der Versickerung durch eine 125 cm lange Sandsäule (anaerober Betrieb von 60 Monaten)
- Tab. 5.5: CSB_{Zulauf} des aufgetragenen Abwassers und organische CSB-Belastung der Teilsäulen einer segmentierten Sandsäule mit einer Länge von 5 x 25 cm (anaerober Betrieb, Durchflussrate: 800 ml/d)
- Tab. 5.6: CSB-Raumbelastung von großtechnischen Festbettreaktoren (Bischofsberger *et al.*, 2005)
- Tab. 5.7: Elimination von *E. coli* im Abwasser nach der Versickerung des Bodens

Abkürzungsverzeichnis

AAS	Atom-Absorptions-Spektrometrie
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf in fünf Tagen
CSB _{gesamt}	Chemischer Sauerstoffbedarf einer homogenisierten Probe
CSB _{gelöst}	Chemischer Sauerstoffbedarf des gelösten Anteils einer Probe
DOC	Gelöster Kohlenstoff
EPS	Extrazellulären polymeren Substanz
GC	Gaschromatographie
HRT	Hydraulische Aufenthaltszeit
IC	Ionenchromatographie
KBE	Kolonie bildende Einheit
oTS	organische Trockensubstanz
SAK	Spektraler Absorptionskoeffizient
TKN	Gesamter Kjeldahl-Stickstoff
TOC	Gesamter Kohlenstoff
TS	Trockensubstanz

Inhaltsverzeichnis

Danksagung

Zusammenfassung	i
Abstract	iii
Abbildungsverzeichnis	v
Tabellenverzeichnis	xii
Abkürzungsverzeichnis	xiv
Inhaltsverzeichnis	xvi
1 EINFÜHRUNG	1
1.1 <i>Problemstellung</i>	1
1.2 <i>Zielsetzung</i>	2
2 STAND DES WISSENS	4
2.1 <i>Die Zusammensetzung und Struktur der Böden</i>	4
2.2 <i>Undichte Abwasserkanäle im Boden</i>	6
2.3 <i>Die Reaktionen der Stoffe in Böden</i>	10
2.3.1 <i>Physikalische und chemische Reaktionen</i>	10
2.3.2 <i>Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen</i>	11
2.3.3 <i>Umwandlung und Eliminierung der Stickstoffe</i>	13
2.3.4 <i>Eliminierung des Phosphors</i>	16
2.3.5 <i>Reaktionen von Schwermetallen</i>	17
2.3.6 <i>Schwefel und Schwefelverbindungen</i>	18
2.3.7 <i>Eliminierung von Abwasserkeimen</i>	19
2.4 <i>Die Änderungen der Böden</i>	19
3 MATERIAL UND METHODEN	21
3.1 <i>Material</i>	21
3.1.1 <i>Versuchsmaterial (kommunales Abwasser)</i>	21
3.1.2 <i>Die Füllungsmaterialien für Säulenversuche zur Abwasserversickerung</i>	22
3.2 <i>Versuchsanlage</i>	23
3.2.1 <i>Unsegmentierte Säulen</i>	23
3.2.1.1 <i>Unsegmentierte Säulen zur Bestimmung des Verhältnisses der inneren und äußeren Sickerate (siehe Abbildung 3.4-a)</i>	25
3.2.1.2 <i>Unsegmentierte Säulen (Normaler Betrieb)</i>	25
3.2.2 <i>Segmentierte Säulen (5 x 0,25 m)</i>	25
3.2.3 <i>Hintereinander geschaltete Säulen (2 x 1,25 m)</i>	26
3.3 <i>Methoden</i>	27
3.3.1 <i>Chemischer Sauerstoff Bedarf (CSB)</i>	27
3.3.2 <i>Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅)</i>	27

3.3.3	Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC, für wässrige Proben) und gesamter organischer Kohlenstoff (TOC, für Bodenproben).....	28
3.3.4	Spektraler Absorption Koeffizient (SAK).....	28
3.3.5	Gesamter Kjeldahl Stickstoff (TKN)	28
3.3.6	Ammonium (NH ₄ -N).....	29
3.3.7	Nitrat (NO ₃ -N).....	30
3.3.8	Nitrit (NO ₂ -N)	30
3.3.9	Phosphat (PO ₄ -P).....	30
3.3.10	Sulfat (SO ₄ ²⁻)	31
3.3.11	Leitfähigkeit	31
3.3.12	pH-Werte	32
3.3.13	Trockensubstanz (TS) und organische Trockensubstanz (oTS).....	32
3.3.14	Gase	32
3.3.15	Mittlere hydraulische Aufenthaltszeit (t ₅₀).....	32
3.3.16	Schwermetallbestimmung durch AAS	33
3.3.17	Ionen.....	34
3.3.18	Bestimmung der Keimzahl.....	35
3.4	<i>Probenahme</i>	36
3.4.1	Wasserproben.....	36
3.4.2	Gasproben.....	37
3.4.3	Bodenproben	37
4	ERGEBNISSE	38
4.1	<i>Exfiltration von Abwasser aus undichten Kanälen im Untergrund</i>	38
4.1.1	Versickerung von kommunalem Abwasser unter aeroben Bedingungen mit vorgegebenem hydrostatischem Druck von 10 cm Wassersäule in einer Sandsäule von 1,25 m Länge.....	38
4.1.2	Versickerung von kommunalem Abwasser während des Übergangs von aeroben zu anaeroben Bedingungen mit vorgegebenem hydrostatischem Druck von 10 cm Wassersäule in einer Sandsäule von 1,25 m Länge.....	41
4.1.3	Versickerung von Abwasser unter anaeroben Bedingungen mit fester Zuflussrate ohne Abwasserzirkulation	43
4.1.4	Versickerung von Abwasser durch eine segmentierte Säule unter aeroben Bedingungen.....	45
4.2	<i>Umsetzungen der Inhaltsstoffe des Abwassers im Sandboden</i>	47
4.2.1	Änderungen der organischen Stoffe und des Stickstoffs	47
4.2.1.1	Änderungen des CSB von Abwasser in der Anfangsphase der Versickerung durch eine Sandsäule	47
4.2.1.2	Änderungen der Abwasserinhaltsstoffe nach einer Sickerstrecke von 125 cm	48
4.2.1.3	Umsetzungen der Abwasserinhaltsstoffe nach verschiedenen Sickerstrecken bis maximal 125 cm in einer Sandsäule	55
4.2.1.4	Umsetzungen der Abwasserinhaltsstoffe im Sandboden bei verlängerter Sickerstrecke von 2 x 1,25 m	58
4.2.1.5	Stoffliche Umsetzungen in der Kolmationsschicht auf der Oberfläche der Sandsäule.....	62
4.2.1.6	Elimination von Partikeln verschiedener Größe aus kommunalem Abwasser nach 125 cm Sickerstrecke	65
4.2.1.7	Maximale Abbauleistung der 5 Teilsäulen einer segmentierten Sandsäule mit 5 x 25 cm Sickerstrecke	67

4.2.2	Umsetzungen von Abwasserinhaltsstoffen im Boden unter verschiedenen Randbedingungen.....	74
4.2.2.1	Umsetzungen bei verschiedenen Durchflussraten.....	74
4.2.2.1.1	In unsegmentierten Säulen mit 125 cm und 250 cm Sickerstrecke.....	74
4.2.2.1.2	In einer segmentierten Säule mit 5 x 25 cm langen Teilsäulen.....	75
4.2.2.2	Umsetzungen des CSB bei verschiedenen Zulaufkonzentrationen im Abwasser nach 125 und 250 cm Sickerstrecke	78
4.2.2.3	CSB- und SAK-Umsetzungen nach verschiedenen Betriebszeiten	81
4.2.2.4	C- und N-Umsetzungen in Sandsäulen bei der Versickerung von Abwasser aus Regen- und Trockenperioden.....	84
4.2.2.4.1	Versickerung von Abwasser aus Regen- und Trockenzeiten in einer unsegmentierten Sandsäule	84
4.2.2.4.2	Versickerung von Abwasser aus Regen- und Trockenzeiten in einer segmentierten Säule (5 x 25 cm).....	85
4.2.2.5	Umsetzungen in den aeroben und anaeroben Säulen	87
4.2.2.6	Der Einfluss von zwischenzeitlichem Trockenlaufen einer Sandsäule auf die Umsetzungen von Abwasserinhaltsstoffen	88
4.3	<i>pH-Wert-Änderungen</i>	91
4.4	<i>Die Keimzahlreduktion bei der Abwasserversickerung</i>	96
4.5	<i>Gashaushalt der Sandsäulen während der Abwasserversickerung</i>	97
4.5.1	Gashaushalt in einer unsegmentierten Sandsäule.....	98
4.5.2	Gashaushalt in einer segmentierten Sandsäule.....	102
4.6	<i>Änderungen der hydraulischen Aufenthaltszeit (HRT) (t_{50}) bei verschiedenen Randbedingungen in Sandsäulen</i>	105
4.6.1	Mittlere hydraulische Aufenthaltszeit (t_{50}) bei verschiedenen Durchflussraten (Säulenlänge: 1,25 m).....	106
4.6.2	Mittlere hydraulische Aufenthaltszeit (t_{50}) bei verschiedenen Sickerstrecken (Durchflussrate: 800 ml/d).....	108
4.6.3	Mittlere hydraulische Aufenthaltszeit (t_{50}) nach verschiedener Betriebszeit (Säulenlänge: 25 cm).....	110
4.7	<i>Änderungen des Sandbodens</i>	112
4.7.1	Wassergehalt in den Sandsäulen	112
4.7.2	Organische Stoffe (CSB) in den Säulen.....	114
4.7.3	TKN (Gesamter Kjeldahl Stickstoff)	116
4.7.4	BSB ₅ -, C-, P-Änderungen in einer Sandsäule während der Abwasserversickerung	117
4.7.5	Keimzahlverteilung in einer Sandsäule nach Abwasserversickerung.....	119
4.8	<i>Stoffbilanzierung</i>	122
4.8.1	CSB-Bilanzierung	122
4.8.2	Stickstoff-Bilanzierung	125
5	DISKUSSION	128
5.1	<i>Abwasserexfiltration aus undichten Kanälen in den Untergrund</i>	128
5.2	<i>Umsetzungen der organischen Stoffe und des Stickstoffs</i>	130
5.2.1	Änderungen der organischen Stoffe und des Stickstoffs in Sandsäulen	130
5.2.2	Umsetzungen der Inhaltsstoffe des Abwassers im Boden unter verschiedenen Bedingungen - Leistung des Biofilms	135

5.3	<i>Keimzahlreduktion bei der Abwasserversickerung</i>	138
5.4	<i>Hydraulische Aufenthaltszeit</i>	140
5.5	<i>Kontamination des Bodens</i>	142
5.5.1	Bodenfeuchte.....	143
5.5.2	CSB	144
5.5.3	Stickstoff	145
5.5.4	Gesamtkeimzahl	145
5.6	<i>Auswirkung von undichten Abwasserkanälen auf das Grundwasser</i>	147
6	LITERATUR	149

1 EINFÜHRUNG

1.1 Problemstellung

Abwasserkanäle und Abwasserleitungen werden durch Sorglosigkeit bei der Verlegung, schadhafte Abschlüsse und Rohrverbindungen, chemische und biochemische Korrosion durch aggressive Abwässer, Abrasion durch Schwemmsand, schlechtes Baumaterial, Überalterung und durch Rohrbrüche aufgrund mechanischer Überlastung undicht. Durch die Undichtigkeiten kann entweder unbelastetes Fremdwasser aus dem umgebenden Erdreich bei hohem Grundwasserstand in die Rohrleitung eindringen (dies erhöht die Belastung der Kläranlage) oder große Mengen Abwasser bei niedrigem Grundwasserstand durch die schadhafte Stelle über die Kanalbettung aus ihr austreten. Das exfiltrierte Abwasser sickert über die ungesättigte Zone in den grundwassergesättigten Untergrund und kann auf diese Weise Boden und Grundwasser gefährden. Es gibt eine Reihe von Verfahren zur Inspektion und Dichtigkeitsprüfung von Kanälen und Rohrverbindungen z.B. Kanalfernsehen, Muffenprüfgeräte, etc. Diese Verfahren werden nur im Inneren des Kanals angewandt und liefern deswegen keine Informationen über das Ausmaß der Schädigung des umgebenden Untergrunds oder des Grundwassers durch exfiltriertes Abwasser und ihre Schadstoffe.

Nach einer Hochrechnung versickern in der Bundesrepublik jährlich mehrere 100 Millionen m³ Abwasser aus der beschädigten Kanalisation. Das entspricht einem aus den Kanälen in den Untergrund entweichenden Anteil von ca. 5-25% der gesamten Abwassermenge (Eiswirth, 1995). Das Abwasser aus undichten Kanälen sickert meist in den Boden. Die organischen und anorganischen Inhaltsstoffe vom Abwasser werden durch physikalische, chemische und biologische Reaktionen zurückgehalten oder/und abgebaut. Die nicht abgebauten oder nicht immobilisierten Inhaltsstoffe und Metabolite aus dem Boden verteilen sich im Grundwasser weiter. Dies führt zu Verunreinigung des Grundwassers. Undichte Kanäle sind die größte Eintragsquelle für Sulfat, Chlorid und Stickstoff. Zudem ist eine bakterielle Belastung des Förderwassers von Trinkwassernotbrunnen möglich (Härig und Mull, 1992). Schadstoffe wie z.B. Schwermetalle und nicht biologisch abbaubare organische Verbindungen sowie pathogene Viren und Bakterien verunreinigen den Boden und auch das Grundwasser. In Deutschland werden ca. 75% des Trinkwassers aus Grundwasser gewonnen. Deshalb kommt dem Schutz dieser lebenswichtigen Resource eine ganz besondere Bedeutung zu. Die Ergebnisse von über die ganze Schweiz verteilten Messstationen von typischen

oberflächennahen Grundwasservorkommen zeigten, dass in landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebieten die Nitratproblematik nach wie vor ernst zu nehmen ist. Pflanzenschutzmittel wurden bis Ende 2001 in Spuren festgestellt. Grundwasservorkommen in Siedlungs- und Industriegebieten können durch Lösungsmittel (HKW) resp. synthetische Halogenverbindungen (AOX), einzelne Schwermetalle (Zink, Arsen), Bor, Chlorid und Sulfat negativ beeinträchtigt werden (Greber *et al.*, 2002).

1.2 Zielsetzung

Die organischen und anorganischen Verunreinigungen von Abwasser sickern mit dem Abwasser aus undichten Kanälen in den Boden. Die Mikroorganismen im Boden benutzen diese Stoffe als Nahrungsmittel. Dabei werden die organischen Stoffe teilweise abgebaut. Die nicht abgebauten oder nicht abbaubaren Stoffe sickern durch den Boden und dringen ins Grundwasser ein. Die Abwasserinhaltsstoffe reagieren im Boden durch komplizierte physikalische, chemische und biologische Vorgänge und damit verändert sich der Aggregatzustand und die Zusammensetzungen der Böden. Die Änderung der Böden hat wiederum Auswirkungen auf die Reaktionen der Inhaltsstoffe vom Abwasser in Böden. Die folgenden Ziele werden im Labor durch Untersuchungen der Abwasserversickerung in einem Sandboden verfolgt:

- Ermittlung der Exfiltrationsmenge des Abwassers von undichten Kanälen in die Böden;
- Änderungen der anorganischen und organischen Stoffe von Abwasser in der auf der Sandoberfläche gebildeten Kolmationsschicht und in verschiedenen Bodentiefen;
- Physikalischen, chemischen und biologischen Änderungen der Böden nach Versickerung vom Abwasser für eine bestimmte Dauer, z.B. Bodenstruktur, Bodengase, Bodenwasser und Populationsdichte und Zusammensetzung der Mikroorganismen;
- Änderungen der hydraulischen Aufenthaltszeit vom Abwasser im Boden bei verschiedenen Randbedingungen;
- Bilanzierung von organischen Stoffen und von Stickstoff;

Die Arbeit wurde im Rahmen der DFG-Forschergruppe „Kanalleckagen“ – „Gefährdungspotential von Abwasser aus undichten Kanälen für Boden und Grundwasser“ durchgeführt. Dieses Teilprojekt „Mikrobielle und geochemische Umsetzungen im Leckagebereich von Abwasserkanälen – Einfluss auf die Mobilität von Schadstoffen“ wurde vom Institut für Ingenieurbiologie und Biotechnologie des Abwassers und teilweise vom Institut für Petrographie und Geochemie bearbeitet. Die Ergebnisse dieser Arbeit sollten mit

dazu beitragen, das von Kanalleckagen ausgehende Gefährdungspotential abzuschätzen und zusammen mit den anderen Teilprojekten der Forschergruppe ein Expertensystem zur Beurteilung der Sanierungsnotwendigkeit zu entwickeln.

2 STAND DES WISSENS

2.1 Die Zusammensetzung und Struktur der Böden

Der Boden ist die belebte oberste Erdkruste des Festlandes. Einzelne Böden sind nach unten durch festes oder lockeres Gestein, nach oben durch die Atmosphäre und teilweise durch eine Vegetationsdecke begrenzt, während sie in der Fläche gleitend in benachbarte Bodentypen übergehen. Sie bestehen aus Mineralien unterschiedlicher Art und Größe sowie aus organischen Stoffen, dem Humus. Minerale und Humus sind in bestimmter Weise im Raum angeordnet, bilden miteinander das Bodengefüge mit einem bestimmten Hohlräumssystem. Dieses besteht aus Poren unterschiedlicher Größe und Form, die mit der Bodenlösung, d.h. Wasser mit gelösten Stoffen, und der Bodenluft gefüllt sind (Scheffer und Schachtschabel, 2002).

Die homogenen Bestandteile der Gesteine sind die Minerale. Zur organischen Substanz der Böden gehören alle in und auf dem Mineralboden befindlichen abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Stoffe und deren organische Umwandlungsprodukte. Auch die durch menschliche Tätigkeit eingebrachten, z.T. synthetischen organische Stoffe (z.B. Pestizide, Plastik, organische Abfälle) werden dazu gerechnet. Die lebenden Organismen (das aus Bodenflora und Bodenfauna bestehende Edaphon) sowie lebende Wurzeln gehören nicht zur organischen Substanz der Böden. Pflanzenreste und ihre Umwandlung während des Abbaus sind Cellulose, Lignin, Cutin, Proteine und mikrobielle Reste (Scheffer und Schachtschabel, 2002).

Als Bodengefüge oder Bodenstruktur wird die räumliche Anordnung der unregelmäßig geformten festen mineralischen und organischen Bodenbestandteile bezeichnet, durch die das ganze Bodenvolumen in das Volumen der festen Bodensubstanz, das sogenannte Substanzvolumen und in das Porenvolumen differenziert wird. Abbildung 2.1 zeigt die Bodenstruktur (Hellberg-Rode, 2003). Etwa 50 % des Bodens sind Poren, die mit Luft und Wasser gefüllt sind. Das Porenvolumen hängt von der Struktur des Bodens (Mineraliengranulate) ab, die wiederum von folgenden Faktoren abhängig ist:

- Textur und Gehalt an organischer Bodensubstanz,
- Tiefenlage innerhalb des Profils,
- Bodenbearbeitung.

- Die organische Bodensubstanz und die damit verbundene biologische Aktivität in Böden sind für die Aufrechterhaltung des Porensystems von größter Bedeutung. Typische Werte sind in Tabelle 2.1 zu finden (Rowell, 1997).

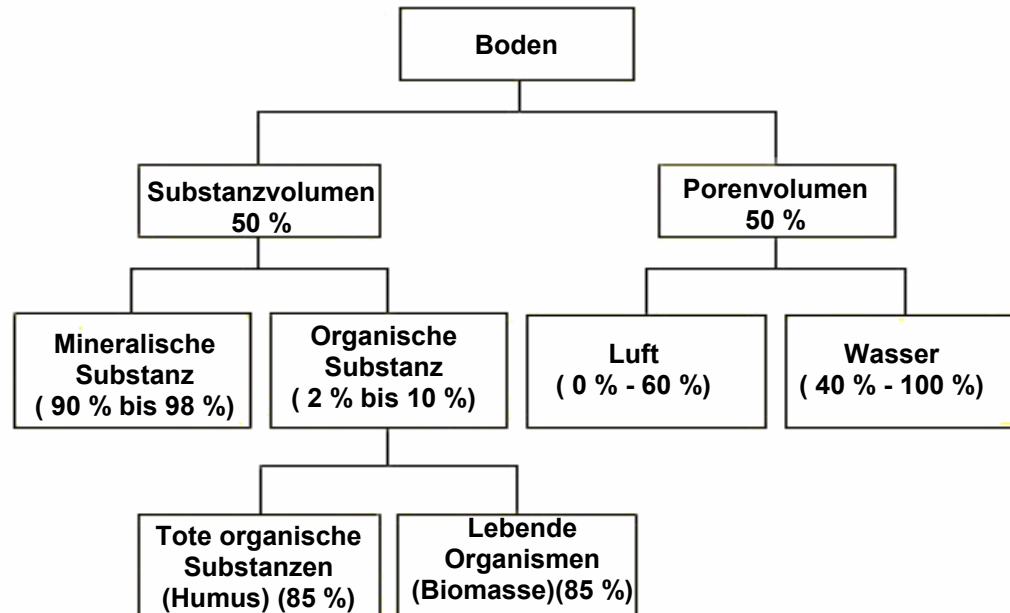


Abbildung 2.1: Substanzvolumen und Porenvolumen des Bodens (Hellberg-Rode, 2003)

Tabelle 2.1: Typische Werte für Bodendichte und Porenvolumen (Rowell, 1997)

	Partikeldichte (g cm ⁻³)	Bodentrocken- dichte (g cm ⁻³)	Porenvolumen (cm ³ cm ⁻³)
Kultivierte Mineralböden, gepflügter Horizont			
mittlere bis schwere Textur	2,60	0,8-1,4	0,69-0,46
leichte Textur	2,60	1,4-1,7	0,46-0,35
Unterböden und Ausgangsgesteine	2,65	1,5-1,8	0,43-0,32
Grünland- und Waldböden, A-Horizonte	2,40	0,8-1,2	0,67-0,50
Torfböden	1,40	0,1-0,3	0,93-0,79

Die Porenvolumen wurden aus den Bodendichten und Partikeldichten berechnet.

Wenn die Poren größer als 50 µm sind, bezeichnet man sie als Makrogefüge und die Poren als Grobporen. Zwischen 50-0,2 µm nennt man sie Mittelporen, kleiner als 0,2 µm sind es Feinporen. Mittel- und Feinporen werden gemeinsam als Mikroporen klassifiziert.

In und auf Böden leben zahlreiche Lebewesen. Die Bodenorganismen beeinflussen die Pedogenese direkt oder indirekt. Zu den permanenten Bodenorganismen gehören sowohl alle Bodentiere als auch die Mikroorganismen. Die Mikroorganismen haben wegen ihrer großen Zahl und hohen Diversität an Stoffwechsellpotenzial eine große Bedeutung. Ungefähr 5000 unterschiedliche bakterielle Arten werden bei einer Bakterienzahl von ca. 0,1-1 Milliarde Bakterien pro Gramm Boden mit molekulargenetischen Techniken ermittelt. Die Luft in Bodenporen bietet den Sauerstoff in lockeren Sandböden und in dichten Tonböden für aerobe Bakterien. Feinporen sind oftmals mit Wasser gefüllt und erschweren die Diffusion von Sauerstoff und Kohlendioxid im Porenraum und können auf diese Weise anoxische/anaerobe Bedingungen fördern. Die durchschnittliche Bodentemperatur liegt zwischen 5 und 30°C und ist geeignet für das Wachstum von Mikroorganismen. Die organischen und anorganischen mineralischen Nährstoffe, wie beispielsweise N, P, K, Ca, Mg, S, Mn, Fe, Cu und Zn, sind in Böden ausreichend vorhanden (Scheffer und Schachtschabel, 2002).

2.2 Undichte Abwasserkanäle im Boden

Das Abwasser von Ansiedlungen bzw. Siedlungsgebieten wird mit Entwässerungskanälen gesammelt und zur nächsten Behandlungsanlage, früher auch direkt in Gewässer abgeleitet. Die gesamte Länge der Abwasserkanalisation in Deutschland betrug 445.731 km im Jahre 2001. Etwa 36 % davon sind über 50 Jahre alt. Betrachtet man die Materialverteilung der verlegten Kanäle unabhängig von der Nennweite, ist festzustellen, dass prozentual die Beton- und Stahlbetonkanäle mit 46,1 %, gefolgt von den Steinzeugkanälen mit 44,2 % den größten Anteil haben (Berger *et al.*, 2002). Die Abwasserkanäle müssen im Boden so tief liegen, dass der Anschlusskanal für die Wasserversorgung frostfrei über dem Kanal verlegt werden kann. Je nach Landschaft werden für eine frostfreie Überdeckung der Wasserversorgung 1,2 bis 1,6 m angenommen (Lautrich, 1980). Abwasserkanäle sind nicht auf Dauer dicht. Wie andere Bauwerke auch erleiden sie im Verlauf ihrer Nutzung Schäden durch Abnutzung, Alterung oder sonstige Einwirkung, die zu Undichtigkeiten führen können. Zur Strukturierung der Datenmenge über Kanalschäden wurden sie in Anlehnung an das ATV-Merkblatt M 143 Teil 2 (ATV-Merkblatt, 1991) zu folgenden sechs Schadensgruppen zusammengefasst:

- Abflusshindernisse
- Lageabweichungen
- Schäden an Rohrverbindungen
- Schäden an Seitenzuläufen
- Risse (Längsrisse, Querrisse, Scherbenbildung, Rohrbruch, Einsturz)

- Innenkorrosion.

Bei einer ausgewerteten Kanallänge von 308,6 km, die aus Beton- oder Steinzeugrohren mit einem Nennweitenbereich von $200 \leq DN \leq 800$ hergestellt sind, wurden 17 893 Einzelschäden gezählt. Dies entspricht einer durchschnittlichen Schadenshäufigkeit von 58 Schäden/km. Berechnet man die Schadenshäufigkeiten für die einzelnen Rohrwerkstoffe, so ergibt sich für Steinzeugrohre bei einer Länge von 167,2 km und 6894 Einzelschäden eine Schadenshäufigkeit von 41,2 Schäden/km und für Betonrohre bei einer Länge von 141,5 km und 10999 Einzelschäden eine Schadenshäufigkeit von 77,8 Schäden/km (Stein und Kaufmann, 1993). Die Verteilungen nach den Schadensgruppen zeigt die Tabelle 2.2.

Tabelle 2.2: Verteilung von Kanalschäden nach Schadensgruppen (Stein und Kaufmann, 1993)

Schadens - gruppe	Abfluss - hindernisse	Lageab - weichungen	Schäden an Rohrverbindungen	Schäden an Seitenzuläufen	Risse	Korrosion
Schäden/km	5,6	11,6	5,9	20,0	13,1	1,85
Anteile (%)	9,7	19,9	10,1	34,4	22,7	3,2

Bei der in 2001 durchgeführten Umfrage der ATV wurde festgestellt, dass die Schadensbilder „Schadhafter Anschluss“ und „Risse“ am häufigsten auftreten. Bei annähernd 90 % der befragten Kanalnetzbetreiber sind schadhafte Anschlüsse häufig bis sehr häufig anzutreffen, Risse bei rund 75 % (Berger *et al.*, 2002).

Die undichten Kanäle haben zwei Folgen, Infiltration und Exfiltration. Bei hohem Grundwasserspiegel verursacht die Infiltration von Grund- oder Sickerwasser in undichte Kanäle einen Fremdwasserzufluss zur Kläranlage. Die Infiltration vom Grundwasser aus gesättigtem Boden in die Abwasserkanalisation (Fremdwassereintritt) zählt zu den erkennbaren Folgen u.a. hydraulisch überlasteter Kanäle und Kläranlagen und vor allem von Entlastungsbauwerken, deren verstärkte Mischwasserabschläge zu einer zusätzlichen Belastung der anliegenden Gewässer beitragen. Die biologischen Abbauvorgänge werden vor allem durch folgende mit dem Fremdwasser auftretende Faktoren beeinflusst:

- verminderte Zuflusskonzentrationen (Verdünnung),
- reduzierte Temperatur,
- verminderte Säureneutralisationskapazität,
- erhöhter Sauerstoffgehalt.

Mit dem Fremdwasser, das über Undichtigkeiten in den Kanal eindringt, können zudem auch Bodenpartikel ins Leitungsnetz gelangen. Auf lange Sicht wird durch einen andauernden

Bodeneintrag, verbunden mit der daraus resultierenden Hohlraumbildung in der Leitungszone, die Bettung der Rohre geschädigt, bis möglicherweise die Standsicherheit des gesamten Roh-Bodensystems gefährdet ist (Birkner und Bosseler, 2002). Anhand der Auswertung von Daten des Statistischen Landesamtes Baden-Württemberg aus dem Jahr 1998 wurden Aussagen über die Fremdwassersituation im betreffenden Abwasserkanalsystem abgeleitet. Dabei zeigte sich, dass trotz der für die Betreiber von Abwasserreinigungsanlagen günstigen Ermittlungsmethoden etwa 13 % aller Kläranlagen im Jahresmittel Fremdwasseranteile über 50 % melden (Lucas, 2004). Im Raum Hannover verbleiben aus der Versickerung von Niederschlägen in Höhe von etwa 25,1 Millionen m³/a nach Infiltration in undichte Abwasserleitungen lediglich 13,0 Millionen m³/a zur Grundwasserbildung (Härig und Mull, 1992). Nur die öffentlichen Sanierungsmaßnahmen können die Fremdwassersituation kaum verbessern. Erst die großräumige Sanierung verspricht eine wirksame Reduzierung des Fremdwasseraufkommens (Birkner und Bosseler, 2002). Haller (2002) meint, Fremdwasser kostet Geld und ist ein lösbares Problem. Deswegen erfordert Fremdwasserbeseitigung als Grundlage eine gute Dokumentation der vorhandenen und geplanten Abwasseranlagen mit den entsprechenden Einzugsgebieten, um langfristig Fremdwasser von den Abwasserbehandlungsanlagen fernzuhalten.

Bei niedrigem Grundwasserspiegel wird das Abwasser aus undichten Kanälen in den Boden sickern. Hochrechnungen zufolge versickern ca. 10-30 % des anfallenden Abwassers (Dohmann *et al.*, 1999). Mittels Carbamazepin als Tracer haben Fenz *et al.* (2005) versucht, die Exfiltration aus undichten Abwasserkanälen ins Grundwasser zu identifizieren und quantifizieren. Die Ergebnisse der Studie zeigen, daß Exfiltration in Linz, Österreich mit einer durchschnittlichen Exfiltrationsrate von 1 % vonstatten ging. Mit dem Abwasser exfiltrieren auch Substanzen, die eine potentielle Gefährdung der unterliegenden Sedimente oder des Grundwassers darstellen (Abbildung 2.2).

Die im Abwasser enthaltenen Nährstoffe (Kohlenhydrate, Fette und Eiweiße sowie Mineralien) werden bei aeroben, anoxischen und anaeroben Bedingungen teilweise abgebaut. Die Ausgangsstoffe oder Produkte werden entweder an die Bodenmatrix adsorbiert und bleiben im Boden oder sickern ins Grundwasser. Die nicht abbaubaren Teile, Suspensa und die freibeweglichen Mikroorganismen werden im Boden teilweise zurückgehalten und besetzen die Poren vom Boden oder werden im Grundwasser verfrachtet. Dies hat auch die Verringerung der Bodenluft zur Folge und die Struktur der Böden ändert sich. Die im industriellen und kommunalen Abwasser enthaltenen Metalle bleiben durch chemische

Reaktionen (Adsorption, Komplexreaktion und chemische Fällung) oder Ionenaustausch im Boden. Bei saueren pH-Werten werden die Schwermetalle teilweise auch ins Grundwasser

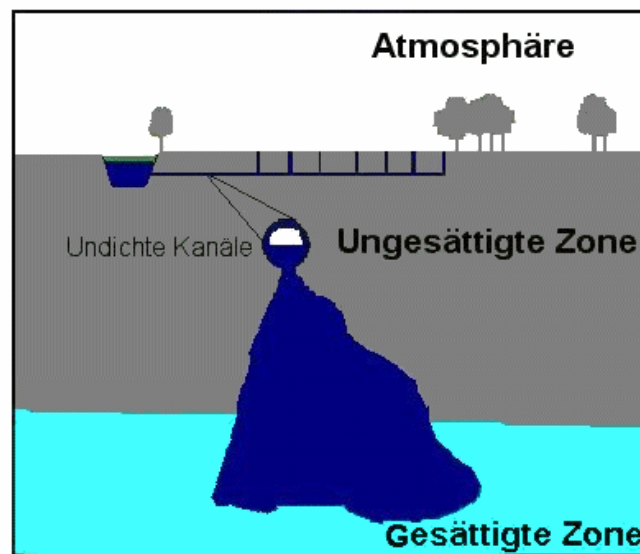


Abbildung 2.2: Schema der Exfiltration des Abwassers aus undichten Kanälen

synthetischer Tenside, Metabolite der Bakterien und andere nicht identifizierte Stoffe oder polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, polychlorierte Biphenyle, Dichlorbenzol, Hexachlorbenzol und Endosulfan usw. sind überwiegend toxische Stoffe bzw. bioakkumulierbare Stoffe im häuslichen Schmutzwasser und schädigen den Boden, das Grundwasser, die Organismen und die Menschen (Koppe und Stozek, 1993).

Aus Industrie, Gewerbe, Krankenhäusern und Haushalten stammende antibakteriell wirkende Verbindungen (Antibiotika, Antiinfektiva) treten in Spurenkonzentrationen im Abwasser auf. Diese Stoffe sind teilweise in Kläranlagen abbaubar. Die Fluorochinolone Ciprofloxacin und Norfloxacin wurden in Kläranlagen um 80-90 % eliminiert. Clarithromycin wurde im gereinigten Abwasser der meisten Kläranlagen als wichtigstes Makrolid-Antibiotikum gefunden. Sulfamethoxazol wurde in den Kläranlagen nur bis zu 80 % entfernt (Giger, 2005). Im Boden werden diese Stoffe noch schlechter abgebaut und entweder in der Bodenmatrix durch Absorption zurückgehalten oder ins Grundwasser ausgeschwemmt. Die Untersuchungen zeigen, dass Röntgenkontrastmittel, infolge der hohen Anwendungsdosen und der Persistenz dieser Stoffe, in Spuren bis ins Trinkwasser verfolgt werden können. Die Entfernung von Röntgenkontrastmitteln mit den heute üblichen Wasseraufbereitungstechniken ist ungenügend (Bosshart, 2005).

Jährlich müssen Reparaturen, Renovierungen und Erneuerungen von Teilabschnitten eines Kanalsystems durchgeführt werden. Bezogen auf die angeschlossenen Einwohner wurden im

Jahre 2000 für die Sanierungsverfahren zusammen insgesamt 42 DM pro angeschlossenen Einwohner ausgegeben. Als Gesamt-Mittelwert für die Kanalsanierung ergibt sich danach 1162 DM pro Meter Kanal. Geht man von einer Gesamtlänge der Kanalisation in Deutschland von 445951 km und einer durchschnittlichen Sanierungsbedürftigkeit von 17 % aus, errechnen sich die insgesamt anfallenden zukünftigen Sanierungskosten zu ca. 45 Mrd. Euro (Berger *et al.*, 2002).

2.3 Die Reaktionen der Stoffe in Böden

Die Bodenstruktur, die organische und anorganische Substanz, die Bodenluft, das Bodenwasser und die Bodenorganismen bilden einen kompletten „Reaktor“. Tatsächlich wurden Böden als Reaktoren (z.B. Pflanzenkläranlagen) für die Abwasserbehandlung seit über 20 Jahren in Deutschland und in der ganzen Welt verwendet, besonders zur Behandlung kommunaler Abwässer. Schmagar und Heine haben die Anlagenspezifität und Leistungsfähigkeit von 64 Horizontalfiltern und 23 Vertikalfiltern statistisch analysiert und bewertet. Bis 2000 wurden in der Bundesrepublik Deutschland bereits Anlagen für 2 bis 4400 EW errichtet (Schmagar und Heine, 2000). Bei optimalen Bedingungen erfolgt ein Abbau fast bis zu den Endprodukten Kohlendioxid und Wasser. Der Abbau der organischen Komponenten erfolgt durch die Mikroorganismen sowohl aerob als auch anaerob. Es handelt sich in der Regel um Systeme, bei denen ein bepflanzter, natürlicher oder künstlicher Bodenkörper (Lehm, Sand, Kies, Schotter) mehr oder weniger eine geschlossene Einheit bildet, der von Abwasser horizontal oder vertikal durchgeströmt wird.

Die Reinigung von Abwässern im Boden beruht auf einer Kombinationswirkung mehrerer Faktoren und kann nach Grau (1977) den folgenden Wirkmechanismen zugeordnet werden:

- Siebwirkung als mechanischer Vorgang,
- Adsorption und Ionenaustausch als physikalisch-chemischer Vorgang,
- Enzymreaktion als biologischer Vorgang.

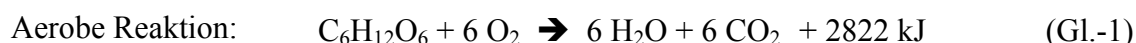
2.3.1 Physikalische und chemische Reaktionen

Böden sind poröse Körper. Die Matrix besteht aus Mineralien, organischer Substanz, Wurzeln und Bodenorganismen, der Porenraum ist gefüllt mit einer gasförmigen Phase, der Bodenluft und einer wässrigen Phase, der Bodenlösung. Eine an festen Oberflächen ablaufende Reaktion ist die Anlagerung und Abgabe gasförmiger und gelöster Stoffe, die

Absorption und Desorption. Die Art der Adsorption ist vielfältig. Geladene Ionen können ausschließlich durch elektrostatische Kräfte an entgegengesetzt geladenen Oberflächen festgehalten werden. Diese Ionen sind dann leicht gegen andere Ionen gleicher Ladung austauschbar, ein Prozess, der als Ionenaustausch bezeichnet wird. Andererseits können Sorbate auch durch kovalente Kräfte an einer Oberfläche festgehalten werden. Adsorption kann auch an ungeladenen Oberflächen erfolgen, und zwar mit oder ohne gleichzeitige Desorption eines adsorbierten Moleküls oder Ions. Die Adsorption hängt von der Art und Größe der festen Oberfläche ab.

2.3.2 Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen

Viele Untersuchungen haben nachgewiesen, dass der größte Teil der Um- und Abbauprozesse der organischen Stoffe durch die Mikroorganismen im Boden, insbesondere durch Bakterien erfolgt. Die Artenvielfalt der im Bodenkörper lebenden Mikroorganismen ist immens. Der Abbau der organischen Komponenten erfolgt durch die Mikroorganismen sowohl aerob als auch anaerob. Die bewachsenen Bioreaktoren für die Abwasserbehandlung (z.B. Pflanzenkläranlagen) sind aerobe Verfahren, in denen Sauerstoff nicht mit Belüftungseinrichtungen eingetragen werden muß (→ Wurzelaerenchyme). Kohlenstoffverbindungen werden zu Kohlendioxid und Wasser umgesetzt und Mikroorganismen vermehren sich dabei. Die Gleichung (Gl.-1) für aerobe Reaktionen berücksichtigt das Biomassewachstum nicht.



Etwa der gleiche Anteil an organischen Stoffen wie für den Umsatz zu $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$ wird für Biomassewachstum verwendet.

Bei der Versickerung des Abwassers aus undichten Kanälen gelangen die organischen und anorganischen Stoffe unaufhörlich in den Boden. Der Abbau der organischen Substanz zehrt den Sauerstoff im Boden auf. Wenn es keine Zwangsbelüftungseinrichtung gibt, wird eine anaerobe Zone unter der Leckagenstelle gebildet. Die Untersuchungen mit Beschickung vom kommunalen Abwasser in Bodensäulen zeigen, dass nur nach 80 Tagen eine Schwarzfärbung über eine Tiefe von ca. 10 cm erkannt wurde. Sehr deutlich ist eine Zunahme organischer Stoffe zu erkennen (Dohmann *et al.*, 1999). Eine Dunkelfärbung unter anaeroben, reduzierenden Bedingungen resultiert aus der Anreicherung von Eisensulfiden (FeS , FeS_2), die den Boden schwarz erscheinen lassen (Dohmann *et al.*, 1999). Bei einem anderen

Versuch wurde Methan in einer Sandsäule gemessen (Franz, 2000). Die Gleichung für anaerobe Reaktion ist unter (Gl.-2) ersichtlich. Dies zeigt anaerobe Bedingungen in der Säule an und macht FeS-Ausfällungen durch konkurrierende Sulfatreduktion sehr wahrscheinlich.



Abbildung 2.3 zeigt, dass ein anaerober Abbau über mehrere Schritte erfolgt. Dabei werden Zwischenprodukte freigesetzt, die von anderen Bakterien weiter benutzt werden. Zuerst werden die polymeren Substanzen, Eiweiße, Fette und Kohlenhydrate von anaeroben Mikroorganismen hydrolysiert und in ihre monomeren Bausteine (Aminosäuren, Fettsäuren, Glycerin etc.) zerlegt. Im weiteren Geschehen werden diese Oligo- und Monomere großteils

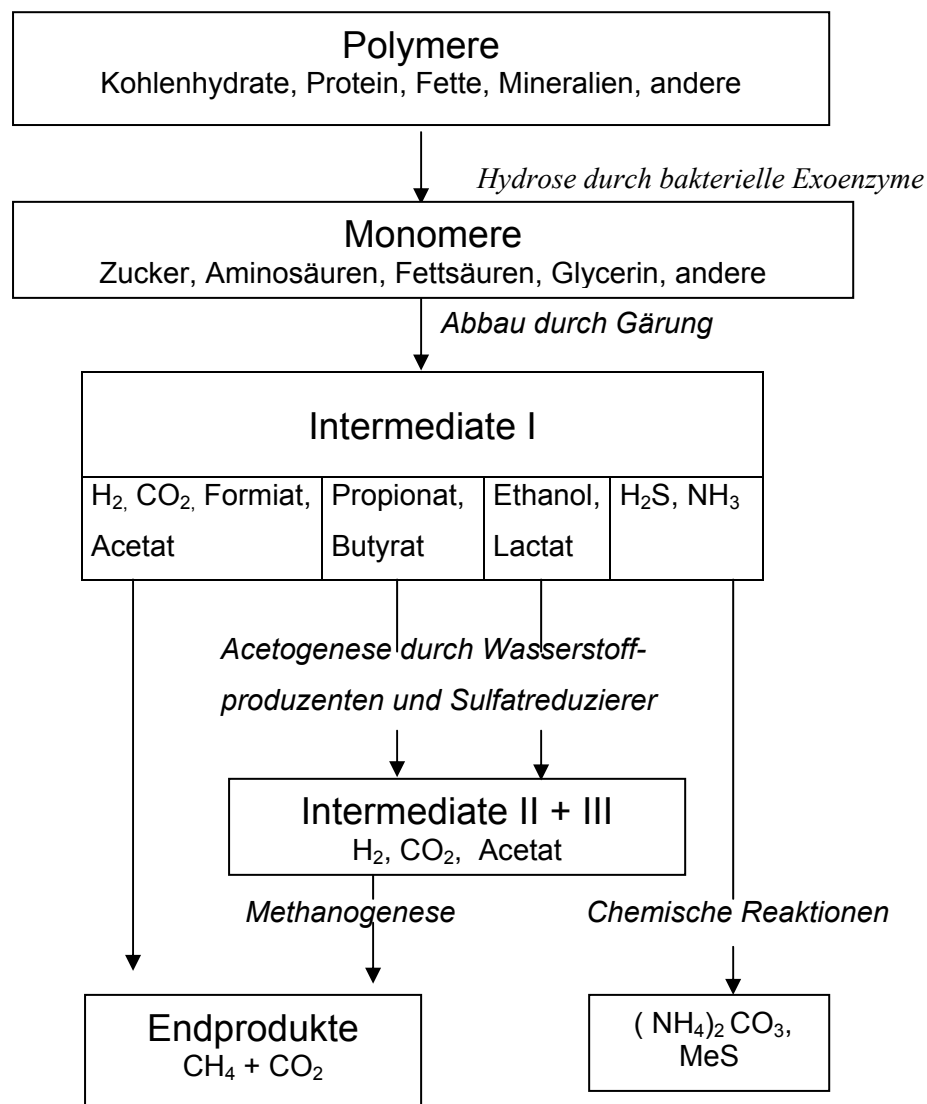


Abbildung 2.3: Schema der anaeroben Nahrungskette (Winter, 1984)

zu Fettsäuren und Alkoholen (Intermediate I) metabolisiert. Die dabei gewonnene Energie ist sehr gering. CO₂ und H₂ entstehen als Nebenprodukte.

Am Ende der Nahrungskette stehen die strikt anaeroben Methanbakterien, die Acetat zu Methan und CO₂ spalten oder das Kohlendioxid mit Wasserstoff zu Methan reduzieren. Eine Massenbilanz zeigt, dass ungefähr 72 % des Methans über die Essigsäure produziert werden und 28 % auf dem Weg der Reduktion von Kohlendioxid entstehen (Hartmann, 1992).

Die organischen Stoffe kann man in biologisch leicht abbaubare, abbaubare, schwer abbaubare und nicht abbaubare Stoffe einteilen.

Pflanzliche Kläranlagen sind ein Behandlungssystem vom Abwasser. In einer statistischen Analyse von Pflanzenkläranlagen durch Schmager und Heine wird zwischen Horizontal- und Vertikalfiltern unterschieden. Die Zulaufkonzentrationen betragen im Mittel 421 mg CSB/l bzw. 193 mg BSB₅/l und die Ablaufkonzentrationen aus Vertikalfilter 56 mg CSB/l bzw. 8 mg BSB₅/l (Schmager und Heine, 2000).

Untersuchungen zur Abwasserreinigung in Bodensäulen hatten ähnliche Ergebnisse wie in Pflanzenkläranlagen zur Folge. Im allgemeinen ermöglicht ein ausreichender Sauerstoffeintrag in einen intermittierend beschickten Vertikalfilter einen CSB-Abbau und NH₄-N-Umsatz zu Nitrat ≥ 90 % und verhindert einen höheren Gesamtstickstoffabbau als 50 % (von Felde und Kunst, 1996).

Die Untersuchungen der Abwasserexfiltration aus vier definierten Schadstellen in einer Versuchsanlage im Maßstab 1:1 zeigen, dass für den Abbau von organischen BSB₅-Stoffen eine nahezu konstante Eliminationsleistung von 98 % vorliegt. Die Abbauleistung ist unabhängig von der Rohabwasserbelastung. Die Ergebnisse des Gesamtkohlenstoffgehalts (TOC) lassen ebenfalls eine Reduktion von rund 94 % und des CSB eine Reduktion von rund 95 % erkennen (Macke, 1999). Die Ergebnisse mit Mittel- bis Feinsand bei anaeroben Bedingungen weisen mittlere CSB-Eliminationen von ca. 76 % auf (Dohmann *et al.*, 1999).

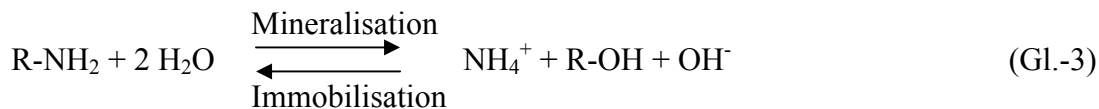
2.3.3 Umwandlung und Eliminierung der Stickstoffe

Die biologische Stickstoffelimination über die klassischen Wege der Nitrifikation und Denitrifikation ist seit vielen Jahren in Kläranlagen etabliert. In Biofilmanlagen wird häufig beobachtet, dass es zu einer simultanen Nitrifikation und Denitrifikation in einem Reaktorsystem kommt. Die Ursache hierfür wurde lange Zeit ausschließlich darin gesehen, dass in den äußeren aeroben Schichten des Biofilms autotrophe Nitrifikanten Ammonium zu Nitrat umsetzen, während es in den inneren Schichten des Biofilms zur Ausprägung von

anoxischen Zonen kommt, in denen eine klassische Denitrifikation durch heterotrophe Organismen stattfindet (Horn, 1992).

Die Ergebnisse von Rott und Zacher (1999) wiesen hin, dass im Kanal fließenden Abwasser der Stickstoff fast ausschließlich in der reduzierten Form als organischer Stickstoff und Ammonium-Stickstoff vorliegt. In kommunalem Abwasser liegt Stickstoff in Form von Eiweiß, Ammoniak und Harnstoff vor. Nitrit und Nitrat sind in Rohabwässern kaum vorhanden.

Ammonifikation: Organische Stickstoffverbindungen werden von einer ganzen Reihe verschiedener Mikroorganismen im Boden zum Ammonium abgebaut (mineralisiert). Der Einbau anorganischer Stickstoffverbindungen in organische Substanz des Bodens wird als Immobilisation bezeichnet. Der Abbau von Eiweißstoffen kann Ammoniak/Ammonium freisetzen. Beide Reaktionen laufen nach folgendem Schema ab:



Die Geschwindigkeit des Abbaus organischer Substanz unter Verwendung gelösten Sauerstoffs richtet sich nach der Abbaubarkeit der Nährstoffe und dem Energiebedarf der Bakterien.

Nitrifikation: Bei Anwesenheit von Sauerstoff benutzt Ammonium O_2 als Elektron-Akzeptor und wird selbst zu Nitrit und Nitrat oxidiert.

Die Oxidation erfolgt über zwei Stufen durch zwei Gruppen von Bakterien:



Die Bakterien nutzen Ammonium bzw. Nitrit als Wasserstoff-Donator, Sauerstoff als Wasserstoff-Akzeptor und CO_2 als Haupt-Kohlenstoffquelle. Das in der Nitrifikation gebildete $\text{NO}_3\text{-N}$ ist als Pflanzennährstoff wieder direkt verwertbar.

Die Ergebnisse eines Versuchs im Maßstab 1:1 zeigten, dass ein hoher Nitrifikationsgrad (80-94 %) aus den hohen Nitrat-Stickstoffkonzentrationen zu folgern ist. Hinsichtlich des Stickstoffs liegt die Eliminationsleistung deutlich geringer, bei 21-45 % (Macke, 1999).

Der reduzierte Stickstoff wird im Verlauf der Bodenpassage fast vollständig zu Nitrat-Stickstoff oxidiert. Ammonium und Nitrit konnten in den meisten Proben nur noch in sehr geringen Konzentrationen analysiert werden (Rott und Zacher, 1999).

Denitrifikation: Unter anoxischen Bedingungen durch eine Vielzahl von Bakterien, die in der Lage sind, den Sauerstoff des Nitrates für ihren Stoffwechsel zu nutzen. Der Stickstoff wird dabei als atmosphärischer Stickstoff freigesetzt und entweicht in die Atmosphäre. Unter anaeroben oder sauerstofflimitierten Bedingungen liegen die spezifischen Umsatzraten von heterotrophen Nitrifizierern im Vergleich zu autotrophen Nitrifikationsraten um den Faktor 100-1000 niedriger (Van Niel *et al.*, 1993).

Die Reduktion erfolgt unter einer Reihe von Schritten (Fresius und Schneider, 1988):



(organische C-Quelle)

Stickstoffgas entsteht durch Denitrifikation, wird aber nur geringfügig angereichert, da es in erster Linie mit dem Perkolat ausgetragen werden (Dohmann *et al.*, 1999).

Anammox (anaerobe Ammonium-Oxidation): Bereits 1977 stellte Broda (Broda, 1977) aus thermodynamischen Überlegungen heraus die These auf, dass auch eine Ammoniumoxidation mit Nitrit als Elektronenakzeptor möglich sein müsse. Für den Prozeß dieser anaeroben Ammonium-Oxidation (ANAMMOX) wird nach heutigem Kenntnisstand (Van *et al.*, 1997) (Abbildung 2.4) der folgende Reaktionsverlauf postuliert.

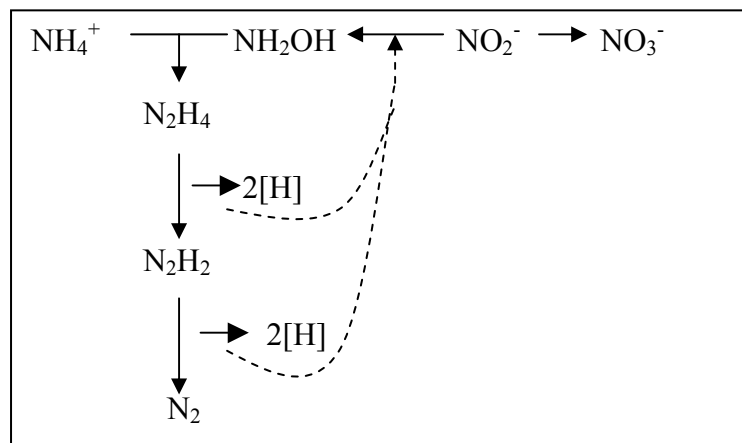


Abbildung 2.4: Möglicher Stoffwechselweg der anaeroben Ammonium-Oxidation (ANAMMOX) (Van *et al.*, 1997)

Mit mineralischem Medium wurde der „Anammox“ auch von Schmidt und Bock (1997) und Helmer *et al.* (1999) nachgewiesen. Mit *Nitrosomonas eutropha* wurde 40-60 % des

produzierten Nitrits zu Stickstoffgas umgewandelt. N_2O wurde als Zwischenprodukt der Denitrifikation beobachtet. *Nitrosomonas eutropha* nahm um $5,8 \times 10^9$ Zellen pro mmol Ammoniakoxidation zu. N_2O spielt eine wichtige Rolle bei der anaeroben Ammoniumoxidation, während NO diese hemmt (Schmidt und Bock, 1997)

Mit verschiedenen Batchansätzen wurden die Auswirkungen von DO und C-Quelle auf die Deammonifikation untersucht. Die Ergebnisse zeigten, dass mit Ammonium als einziger Stickstoffquelle keine Reaktion erfolgte. Ammonium mit Nitrat im Gegensatz zu Nitrit kann nur sehr eingeschränkt als Reaktionspartner für Deammonifikation genutzt werden. Nitrit wurde im anoxischen Milieu schneller abgebaut als bei einer Sauerstoffkonzentration von 0,7 mg/l. Batchversuche dazu wurden in einem Mineralmedium ohne Zugabe einer C-Quelle durchgeführt. Es besteht dennoch die Möglichkeit einer endogenen Denitrifikation unter Nutzung von Speicherstoffen oder einer Nutzung von freigesetztem CSB aus absterbender Biomasse (Helmer *et al.*, 1999). Für die Abwasserqualitäten mit niedrigem CSB/N-Verhältnis sind alternative Stoffwechselwege der autotrophen Mikroorganismen von erheblich größerem Interesse. Autotrophe Nitrifizierer der Gattung *Nitrosomonas* sind zu einer Denitrifikation in der Lage (Bock und Schmidt, 1995).

Der nicht abgebaute Stickstoff aus undichten Abwasserkanälen kann die Böden und das Grundwasser kontaminieren. Im Untergrund von Nottingham wurde Nitrat aus Kanalleckagen nachgewiesen (Wakida *et al.*, 2005). Für Hannover wurde ein Nitrateintrag von 3005 Mg/a in das Grundwasser berechnet (Härig und Mull, 1992).

2.3.4 Eliminierung des Phosphors

Da die Erhöhung des Phosphates im Gewässer mit einer Intensivierung des Algenwachstums verbunden ist, sind die Grenzwerte für die Phosphorkonzentrationen im behandelten Abwasser festgelegt. Eine biologische Elimination bis zu den geforderten Ablaufwerten ist nicht möglich. Deswegen sind dafür spezielle physikalisch-chemische Klärelemente einzurichten. Bakterien benutzen Phosphor zur vorübergehenden Fixierung von Energie ($ADP + P + \text{Energie} \rightarrow ATP$). Werden Bakterien aus aeroben Bedingungen in anaerobe Bedingungen gebracht, wird durch Veränderung des Stoffwechsels ATP in ADP zurückverwandelt, Energie verbraucht und Phosphor freigesetzt. In der Praxis der Abwasserreinigung erfolgt die P-Elimination in der Regel durch Ausflockung mit Eisen- oder Aluminiumsalzen bzw. Brandkalk oder speziellen Flockungsmitteln. Das Phosphat wird

dabei teils physikalisch, teils chemisch gebunden und anschließend sedimentiert (Hartmann, 1992). Im Boden wird Phosphat durch Sorption immobilisiert (Rettinger, 1991).

In Pflanzenkläranlagen oder anderen bewachsenen Bioreaktoren gibt es eine andere Art der biologischen Fixierung von Phosphor – die Fixierung in Pflanzenmaterial (Hartmann, 1992). Die Ergebnisse aus der Pflanzenkläranlage Dölitz zeigen an, dass die Phosphat-Konzentrationen im Ablauf der Vorklämung (= Zulauf zur Pflanzenkläranlage) durchschnittlich ca. 23 mg/l und nur ca. 8 mg/l im Ablauf des nacheinandergeschalteten Horizontalbeetes betragen (Ihle *et al.*, 2001).

Der Rückhalt von Phosphor in Bodensäulen wurde durch Bestimmung des abwassertechnisch relevanten Gesamtphosphors untersucht. Die Phosphorelimination betrug bezüglich mittlerer Konzentrationen beim Kies 88 %, beim Mittel-Grobsand 86 %, beim Feinsand 98 % und beim sandigen Schluff 94 % (Rettinger, 1991). Die Phosphorbeladung der Bodenmonolithe betrug für den Zeitraum der offenen Betriebsweise 2,5 mg/100 g Boden für Kies und Mittel-Grobsand. Bei den Lysimeterversuchen im geschlossenen System traten mit dem Rückgang der Sauerstoffpartialdrücke erhöhte Phosphorgehalte im Ablauf auf, die, abgesehen von einem Einzelwert, im Bereich der Zulaufkonzentration lagen. Nach etwa 100 Versuchstagen beim Mittel-Grobsand gingen die Phosphorkonzentrationen im Ablauf wieder auf Minimalwerte zurück. In dem mit Bodenmaterial (sandige Schluff), mit Boden und mit Quarzsand gefüllten Filtern konnte die Phosphatkonzentration des biologisch gereinigten Abwassers sowohl für die Orthophosphatfraktion als auch für gesamtes Phosphat mit einem Wirkungsgrad von 98-99 % verringert werden (Grau, 1977).

2.3.5 Reaktionen von Schwermetallen

Schwermetalle sind wichtige Schadstoffe im Abwasser. Die Verteilung der Spurenelemente zwischen gelöster und fester Phase beruht auf Koordinationsreaktionen der gelösten Stoffe mit funktionellen Gruppen an Oberflächen (Morel, 1983). Bei neutralen bis alkalischen pH-Werten können Metallkationen Protonen an den Oberflächen ersetzen. Organische Oberflächen können Metalle an funktionellen Gruppen (z.B. Carboxyl-, Hydroxyl- und Aminogruppen), die bei neutralem pH-Wert negativ geladen sind, adsorbieren (Rettinger, 1991). Im Säulenversuch wurde nachgewiesen, dass gebundenes Arsen bei der Abwasserversickerung ausgewaschen wurde. Auch andere Schwermetalle zeigten zunächst eine leicht verstärkte Mobilität durch Abwasserinhaltsstoffe. Die Festlegung der

Schwermetalle erfolgte vor allem im oberen Säulenbereich – sowohl als Sulfide, als auch durch Bildung metallorganischer Verbindungen (Stögbauer, 2004).

2.3.6 Schwefel und Schwefelverbindungen

Schwefel ist ein wichtiges Element in der Natur. Die überwiegenden Formen sind Sulfat (SO_4^{2-}), Sulfide (H_2S , HS^- und S^{2-}), elementarer Schwefel S^0 und organischer Schwefel (R-SH). Trinkwasser enthält 100-300 mg/l SO_4^{2-} , durchschnittlich 200 mg/l. In kommunalem Abwasser aus der Kläranlage Neureut beträgt die Sulfatkonzentration 60-120 mg/l (Koydon, 2004). Bei Anwesenheit von Mikroorganismen kann eine Reoxidation von Sulfid – Schwefel stattfinden.

1) Tatsächlich ablaufende und mögliche Oxidationsreaktionen



2) Reduktion durch Desulfurikanten



Neben der anaeroben Zersetzung von schwefelhaltigen Aminosäuren (Desulfuration) ist die Bildung von Schwefelwasserstoff bzw. seiner Salze durch die Verwendung des an Sulfat gebundenen Sauerstoffs zur anaeroben Atmung durch obligat anaerobe Bakterien (Desulfurikation) eine wichtige Quelle der Schwefelwasserstoffbildung im sauerstofffreien Milieu. Der im Sulfat gebundene Sauerstoff wird veratmet, H_2S wird gebildet. Dieses steht im pH-Wert-abhängigen Verhältnis zu Hydrogensulfid (HS^-).

Bei pH-Werten < 7 liegt hauptsächlich H_2S vor,

bei pH-Werten ~ 7 sind zu etwa gleichen Anteilen H_2S und HS^- vorhanden,

bei pH-Werten > 7 liegt hauptsächlich HS^- bzw. S^{2-} vor.

Die Gleichung für den Umsatz von Glucose durch Sulfatreduzierer lautet:



Schwermetalle (z.B. Eisen) aus kommunalem Abwasser reagieren mit dem entstandenen Sulfid und werden ausgefällt und verbleiben durch Siebung und Filtration im Boden. Säulenversuche zeigten, dass, während im oberen Säulenbereich anaerobe Bedingungen bakterielle Sulfatreduktion ermöglichten, es im unteren Bereich zur vollständigen

Reoxidation des gebildeten Sulfids kam. Dies führte zu einer lang andauernden Phase mit unveränderten Sulfatkonzentrationen im Abwasser (Stögbauer, 2004).

2.3.7 Eliminierung von Abwasserkeimen

Die Bakterien des Abwassers werden in Böden zurückgehalten. Die Keimzahlverminderung beim Durchlauf des Abwassers durch eine Sandsäule beträgt für aerobe und anaerobe Bakteriengruppen mit unterschiedlicher Abbauspezifität zwischen 89 bis zu 100 %. Enterococci aus Fäkalien sind im Ablauf der Säule noch mit über 100 Keimen pro ml, coliforme Bakterien mit über 2500 Keimen pro ml Durchlauf vorhanden (Gallert *et al.*, 2001). Die Bakterien aus den Bodenproben nahmen mit der Sickerstrecke ab. Biofilmbildung findet hauptsächlich in der Schlammschicht und den ersten 5 cm des Sandbodens statt (Gallert *et al.*, 2001; Koydon, 2004).

2.4 Die Änderungen der Böden

In Böden gibt es viele anorganische und organische Stoffe. Bei Versickerung vom Abwasser aus undichten Kanälen wird die Zusammensetzung von Böden verändert. Beispielsweise werden durch Ablagerung partikuläre Stoffe im Boden zurückgehalten, durch Adsorption gelöste Stoffe oder Ionen auf der Oberfläche der Böden absorbiert, durch chemische Reaktionen (Pufferreaktionen, Redoxreaktionen, Ausfällung, etc.) und biologische Reaktionen Stoffe zu anderen Substanzen umgewandelt und bleiben teilweise im Boden. Eine an Standorten durchgeführte Untersuchung zeigt die Unterschiede der Bodenparameter oberhalb und unterhalb von undichten Kanälen. Der Wassergehalt im Boden lag im Bereich von 13,7-17,7 % oberhalb des Kanals bzw. 19,4-30,3 % unterhalb des Kanals. Die Ammoniumkonzentration betrug oberhalb des Kanals 1,4-5,2 mg/kg Boden und unterhalb des Kanals 6,1-11,1 mg/kg Boden. Vom Bor waren 0,06-0,20 mg/kg Boden oberhalb des Kanals und 0,22-2,34 mg/kg Boden des Kanals vorhanden (Rott und Zacher, 1999). Die Untersuchungen mit Bodensäulen ergaben, dass der Kohlenstoff in der Auflage (Kolmationsschicht) mit der Betriebszeit immer mehr zunahm. Während einer Betriebszeit von 9 und 21 Monaten unter einer Sickerstrecke von 120 cm änderte sich der Kohlenstoff viel und der Schwefel nur geringfügig (Stögbauer, 2004). Schwermetalle und Spurelemente wurden unterschiedlich zurückgehalten. Zn, Cu und U nahmen von der Schadstelle nach unten ständig ab und waren in der oberen Auflage viel höher konzentriert als in der

Sandschicht. Cr war konstant in der ganzen Säule verteilt. As und V nahmen mit der Sickerstrecke zu (Stögbauer, 2004). Es wurde vermutet, dass die Aktivität von Menschen zu einer hohen Konzentration von Cu, Pb und Zn im Boden in einem Gebiet in Sevilla zur Folge hatte (Madrid *et al.*, 2004).

3 MATERIAL UND METHODEN

3.1 Material

3.1.1 Versuchsmaterial (kommunales Abwasser)

Das Abwasser, mit dem die hauptsächlich verwendeten Sandsäulen beschickt wurden, wurde im Abstand von zwei Wochen am Ende der mechanischen Reinigungsstufe der Kläranlage Karlsruhe in Neureut entnommen. Mittels eines Haushaltssiebes wurde das Abwasser von seinen größten Schwebstoffen befreit und dann in 30 Liter Kanister abgefüllt. Bis zum Gebrauch wurde das Abwasser in einer Kühlkammer bei einer Temperatur von 7 °C gelagert. Das auf die Säule aus Vorratsgefäßen gegebene Abwasser wurde jeden Tag gewechselt. Die Durchflussmenge in der Ablaufflasche von den Säulen wurde mit einem Messzylinder gemessen.

Tabelle 3.1: Zusammensetzung des Abwassers aus Regen- und Trockenwetterperioden

Parameter	Trockenwetter	Regenwetter
pH	7.1 – 7.5	7.1 – 7.3
CSB _{gesamt} (mg/l)	403 – 806 ^a	142 – 388 ^b
CSB _{gelöst} (mg/l)	119 – 351 ^a	76 – 318 ^b
BSB ₅ (mg/l)	385 ^c	106 ^d
NH ₄ -N (mg/l)	32 ^c	17 ^d
TKN (mg/l)	50 ^c	29 ^d

^a Minimale und maximale Werte von September bis Dezember

^b Minimale und maximale Werte von Januar bis April.

^c BSB₅, NH₄-N und TKN für durchschnittlichen CSB_{gesamt} von 750 mg/l

^d BSB₅, NH₄-N und TKN für durchschnittlichen CSB_{gesamt} von 220 mg/l.

Die Zusammensetzung des Abwassers ist in Tabelle 3.1 dargestellt. Die Parameter haben große Schwankungen je nach der Herkunft des Abwassers aus Regen- oder Trockenwetterperioden. Die zweiwöchige Lagerung des kommunalen Abwassers in einer Kühlkammer führte nur zu geringen Änderungen des Abwassers. Nach ein bis zwei Wochen Lagerzeit konnte zudem eine zunehmende Schwarzfärbung des Abwassers beobachtet werden. Unter anoxischen Bedingungen wird das im Abwasser enthaltene Sulfat durch

sulfatreduzierende Bakterien zu Sulfiden umgesetzt. Die entstandenen Sulfide bilden mit Metallen (Fe, Zn, usw.) schwarze Metallsulfide.

3.1.2 Die Füllungsmaterialien für Säulenversuche zur Abwasserversickerung

Zur Simulation der Abwasserversickerung im Untergrund unter undichten Kanälen wurden Glassäulen mit 10 cm Durchmesser verwendet. Alle Säulen wurden von unten nach oben mit Kies (ca. 4 cm), grobem Sand (≥ 1 cm, 5-20 mm Korndurchmesser) und Feinsand (0,25-1,25 mm, Korndurchmesser 0,4-2,0 mm) gefüllt. Die Bestimmung der Korngrößenverteilung wurde im Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe durchgeführt. Die Körnung der Sandprobe wurde mit einer Laborgerätebau-Analysette (FRITSCH, Type: 03.502) bestimmt. Als Maschengrößen wurden 0,063, 0,125, 0,2, 0,25, 0,40, 0,50, 0,63, 1,0 und 2,0 mm ausgewählt. Die mit der Siebung dieses Sandes erhaltene Korngrößenverteilungskurve ist in der Abbildung 3.1 angegeben.

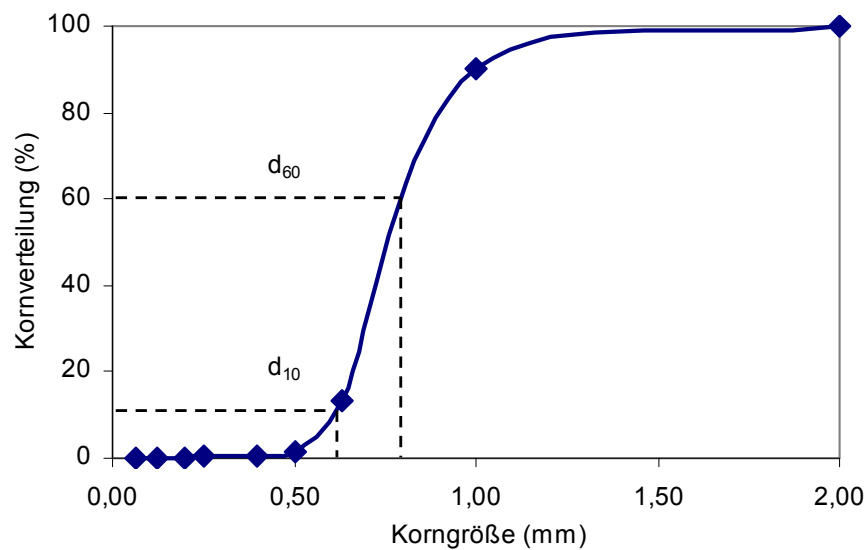


Abbildung 3.1: Korngrößenverteilung des Sandes

Der Siebverlust betrug 1% (Massenunterschied zwischen Einwaage und der Summe der Rückstände). Die Sandkörner hatten eine Größe zwischen 0,5 und 1,0 mm und nur 0,45% der Körner waren kleiner als 0,4 mm. Entsprechend seinem sehr geringen Anteil an Feinteilen (Schluff) wurde das Material als Mittelsand bis Grobsand erkannt (Scheffer, 2002) und hatte eine hohe Durchlässigkeit. Seine Korngröße d_p bei 60 ist 0,83 mm (d_{60}) und bei 10 0,60 mm (d_{10}). Mit den beiden Korngrößen d_{60} und d_{10} wird der Ungleichmäßigkeitsgrad $U = d_{60}/d_{10} = 1,4$ bestimmt.

3.2 Versuchsanlage

Für die Versuchsanlagen wurden Glasröhren (KGW-Isotherm, Schott-Rohrglas GmbH) mit einem Durchmesser von 10 cm und unterschiedlichen Längen verwendet. Die Säulen unterteilten sich in unsegmentierte, segmentierte Säulen und auf gleiche Höhe hintereinandergeschaltete Säulen. Die unsegmentierten Säulen unterteilten sich weiter nach der Länge in 25, 75, 110 und 125 cm und nach ihren Betriebsbedingungen in aerobe und anaerobe Säulen. Das Material wurde in drei Schichten eingefüllt. Die unterste Schicht bestand aus Kies mit einem Korn-Durchmesser von 20-50 mm und unregelmäßiger Form. Darauf folgte eine Schicht aus Grobsand (Korngröße 5-20 mm) mit einer Höhe von ca. 1 cm. Die beiden Schichten wurden als Stüttschicht eingebracht. Der restliche Teil der Säule war mit Feinsand (Korngröße 0,5-2 mm) gefüllt. Die Struktur des Säulenauslaufes ist in Abbildung 3.2 zu sehen. Zunächst wurde der frische Sand mit Leitungswasser zwei Tage in den Säulen gespült, danach wurde das kommunale Abwasser auf die Oberfläche der Säule gepumpt und nach unten durchsickern lassen. Das durchgesickerte Abwasser wurde am inneren und äußeren Ablauf in Plastikflaschen gesammelt. Wenn notwendig wurden die Abwasservorratsflasche und die beiden Flaschen am Ablauf mit Stickstoff begast, um die Oxidation der Wasserproben in den Flaschen zu vermeiden und die Säule anaerob betreiben zu können. Das vorrätig gehaltene Abwasser wurde gerührt, um ein Absetzen der Schwebstoffe im Abwasser vor dem Auftragen auf die Säule zu vermeiden. Die benutzten Schlauchpumpen waren Gilson Pumpen, Modell Minipuls (Abimed Analysen Technik GmbH Deutschland). Die Temperatur betrug 20°C in Klimaraum und im Mittel ca. 25°C in Labor. Um eine Algenbildung zu vermeiden, wurden die Säulen lichtdicht mit Alufolie umwickelt.

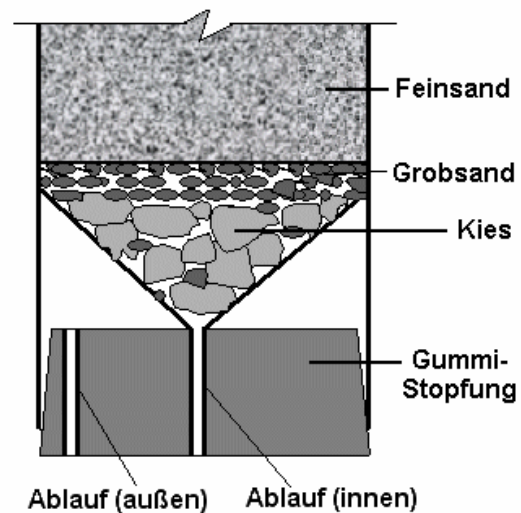
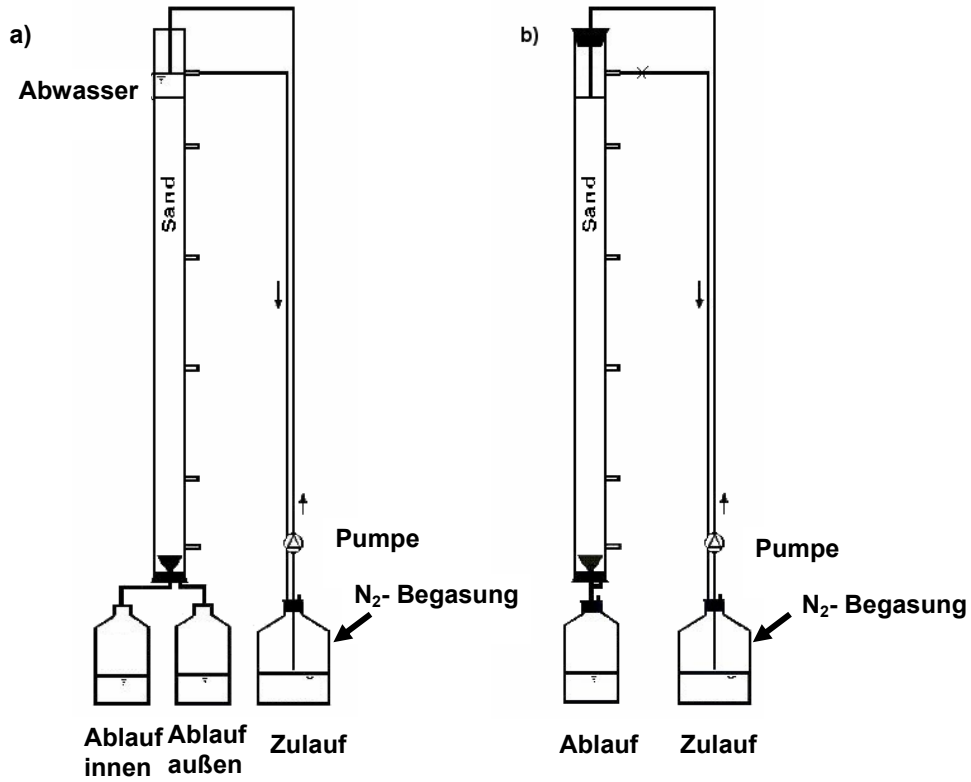
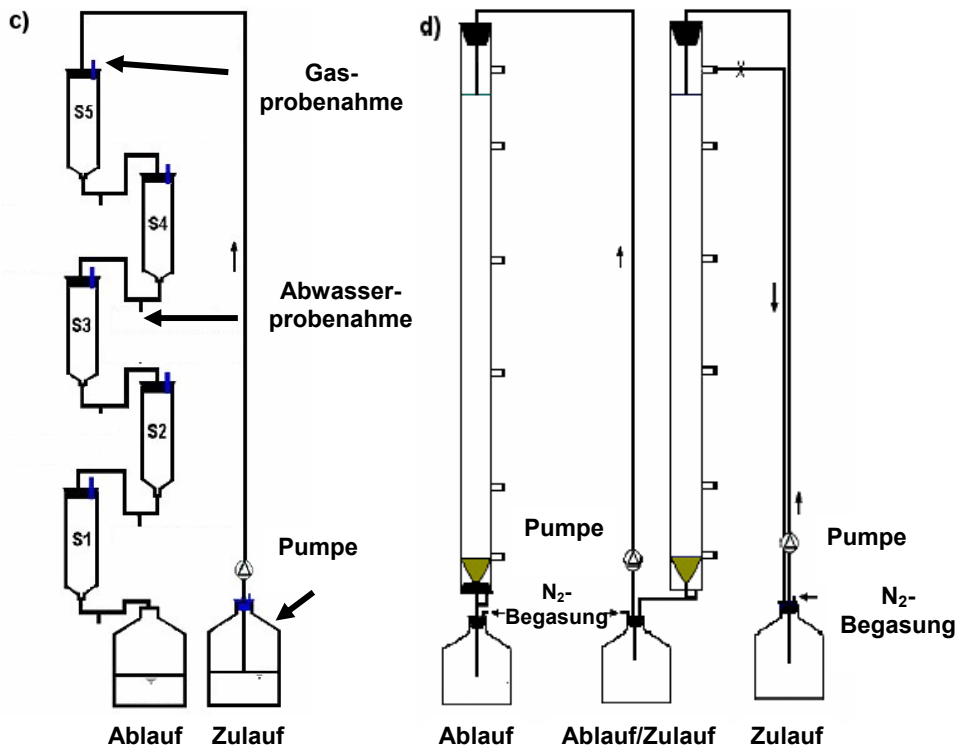


Abbildung 3.2: Befüllung der Säulen

3.2.1 Unsegmentierte Säulen



a) unsegmentierte Säule (offen) b) unsegmentierte Säule (verschlossen)



c) Segmentierte Säule d) Hintereinandergeschaltete Säule

Abbildung 3.3: Schemen der Versuchsanlagen

Die unsegmentierten Säulen hatten einen Durchmesser von 10 cm und eine Länge von 75, 110 und 125 cm. Ein Schema der unsegmentierten Säulen zeigt Abbildung 3.3-a und 3.3-b.

3.2.1.1 Unsegmentierte Säulen zur Bestimmung des Verhältnisses der inneren und äußeren Sickerrate (siehe Abbildung 3.4-a)

Zur Vermeidung von Randeffekten wurde am Ende der Säule (Auslauf) ein Trichter angebracht und der Durchlauf des zentralen Sandvolumens und der ringförmigen Randzone separat aufgefangen (Abbildung 3.4). In zwei Flaschen wurde der Auslauf (Abbildung 3.2) gesammelt.

Die Fläche des inneren Bereichs (dunkel) betrug $F_{\text{innen}} = 58 \text{ cm}^2$, die Fläche des äußeren Bereichs (hell) $F_{\text{außen}} = 17,4 \text{ cm}^2$. Das Flächenverhältnis betrug somit $F_{\text{innen}} / F_{\text{außen}} = 58/17,4 \approx 3:1$.

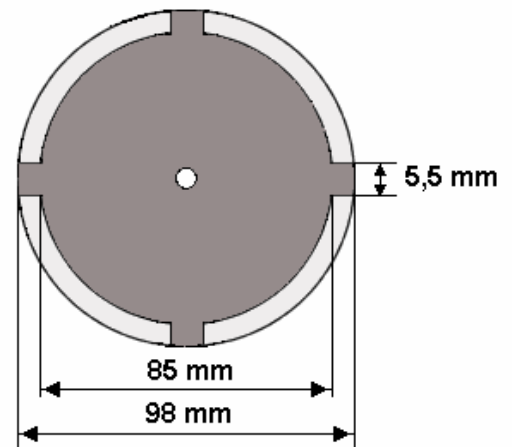


Abbildung 3.4: Schema des Auffangtrichters (innen und aussen) am Säulenauslauf

3.2.1.2 Unsegmentierte Säulen (Normaler Betrieb)

Die Säulen wurden mit einem Trichter betrieben und damit nur der gesamte Durchlauf aufgefangen. Erste Versuche hatten nämlich gezeigt, dass kein gleichbleibender Unterschied zwischen Abwasserparametern des zentralen randständigen Ablaufes auftrat, was eine separate Behandlung überflüssig machte. Das Schema ist in Abbildung 3.3-b gezeigt. Am oberen Ende wurden die Säulen mit einem Gummistopfen verschlossen. Am Ablauf der Säule war ein Kunststoffröhrchen befestigt. Damit waren die Säulen luftdicht verschlossen. Der Schlauch, mit dem das Abwasser im Kreislauf gepumpt werden konnte, wurde ebenfalls geschlossen, da es auf der Oberfläche der Säulen nicht mehr zu einem Wasserstau kam.

3.2.2 Segmentierte Säulen (5 x 0,25 m)

Um die Änderungen der Inhaltsstoffe im Abwasser bei verschiedenen Tiefen zu ermitteln, wurden die segmentierten Säulen aufgebaut. Die segmentierten Säulen bestanden aus fünf

Teilsäulen. Jede hatte eine Länge von 25 cm und einen Durchmesser von 10 cm (Abbildung 3.3-c). Damit konnte man Sickerstrecken von 25, 50, 75, 100 und 125 cm beproben. Die Struktur der Teilsäulen unterscheidet sich von der Struktur der unsegmentierten Säulen. Der untere Teil der Säulen war spitz ausgezogen und nicht mit einem Gummistopfen verschlossen. Die Teilsäulen waren untereinander mit Kunststoffschläuchen siphonartig verbunden. Die Anordnung zeigt Abbildung 3.5. Die Säulen wurden zum Schutz vor Licht mit Alufolie umwickelt. Das Abwasser wurde mit einer Pumpe (Gilson, Minipuls 2, ABIMED) auf die oberste Säule gepumpt und sickerte von dort aus über die siphonartigen Schlauchverbindungen durch die einzelnen Teilsäulen. Das aus der fünften Teilsäule sickende Abwasser wurde als Sickerwasser der gesamten Säule betrachtet. Die Wasserproben wurden aus der siphonartigen Schlauchverbindung von zwei Teilsäulen mit Hilfe einer Spritze entnommen. Die Gasprobenahme befand sich jeweils oben im Gummistopfen.

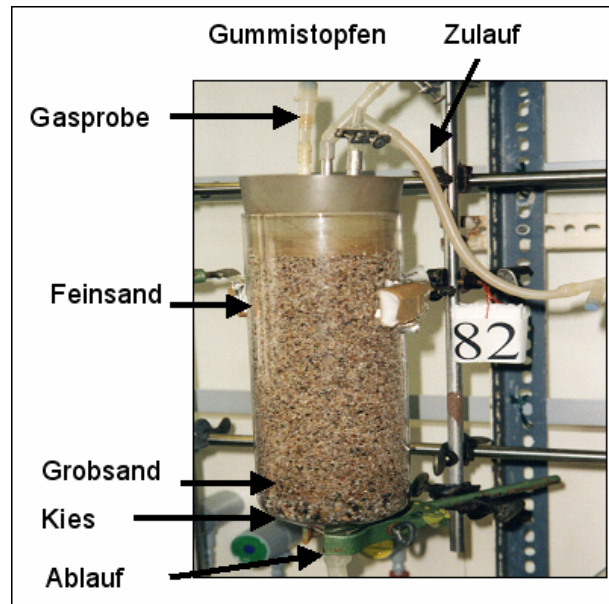


Abbildung 3.5: Bild einer Teilsäule der segmentierten Säule

3.2.3 Hintereinander geschaltete Säulen (2 x 1,25 m)

Um den Einfluss einer längeren Sickerstrecke auf die Schadstoffeliminierung zu ermitteln, wurden hintereinander geschaltete Säulen verwendet. Diese bestanden aus zwei 125 cm langen Säulen mit gleicher Sandbefüllung. Das Abwasser sickert zuerst durch eine 125 cm Säule, wurde dann über einen Zwischenvorratsbehälter (Auslauf von der ersten Säule und gleichzeitig Zulauf der zweiten Säule) in die zweite Säule gepumpt. Das Sickerwasser dieser Säule wurde in einer Flasche aufgefangen (Abbildung 3.3-d). Alle Gefäße wurden mit Stickstoff begast. Bei den Proben für die Beurteilung der Leistungsfähigkeit der ersten Säule handelte es sich um kommunales Abwasser (Zulauf) und Wasser aus dem Zwischenvorrat (Ablauf 1. Säule), für die zweite Säule um Wasser aus dem Zwischenvorrat (Ablauf 1. Säule = Zulauf 2. Säule) und aus der Endflasche (Ablauf 2. Säule).

3.3 Methoden

3.3.1 Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)

Die Bestimmung des CSB erfolgte mit einer quecksilberfreien Methode nach Wolf und Normann (Wolf und Normann, 1977). Die Analysenprobe wurde mit Kaliumdichromat in konzentrierter Schwefelsäure und Silbersulfat als Katalysator zwei Stunden bei 148 ° C oxidiert und die Änderung der Färbung durch die entstandenen Cr(III) – Ionen bei $\lambda = 615$ nm photometrisch bestimmt (Ultrospec II, Fa. LKB Biochrom Ltd., Cambridge). Der Messbereich lag zwischen 20 – 2000 mg CSB/l. Zu 1 ml Probe werden in einem verschließbaren Borosilikatglas (Wheaton) 1,5 ml CSB-Reagenz pipettiert. Die Eichung erfolgte mit einem Standard von Kaliumhydrogenphthalat im Bereich von 0-2000 mg/l. Die Eichkurve wurde stets bei Erneuerung des CSB-Reagenz erstellt. Als Kontrolle wurde bei jeder Messung eine Konzentration der Eichlösung mit verwendet.

CSB für Bodenproben: die gewogene Bodenprobe wurde zusammen mit 150 ml Milliporewasser in einem Erlenmeyerkolben suspendiert und auf einem Rührgerät 30 Minuten gerührt. Dann wurde der Überstand als Probe genommen und als CSB bestimmt. Oder die gewogene Bodenprobe wurde direkt in einem verschließbaren Borosilikatglas (Wheaton) eingefüllt, dann 1 ml destilliertes Wasser hinzugefügt, und mit 1,5 ml CSB-Reagenz gemischt. Nach der Inkubationszeit von 2 Stunden wurde die Probe photometrisch ausgemessen. Die so erhaltenen Messwerte wurden zu mg CSB pro g Trockensubstanz umgerechnet.

3.3.2 Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅)

Die Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs erfolgte im Sapromat (Edmund Bühler) bei 20°C. Die Sapromatversuche dienten jedoch nicht primär der BSB₅-Messung sondern der Bestimmung der biologischen Abbaubarkeit der Abwässer. Daher wurden die Abwasserproben entgegen der Vorschrift mit Belebtschlamm aus kommunalen Kläranlagen oder aus einem aeroben Reaktor im Labor angeimpft und auch länger inkubiert. Ferner wurde nur in jeweils parallelen Versuchen die Nitrifikation durch Zugabe von Allylthioharnstoff (ATH) gehemmt.

Von der Bodenprobe wurde ca. 5 g abgewogen, in die BSB-Flasche eingefüllt und mit 250 ml Leitungswasser im Schrank bei 20°C 5 Tage oder länger inkubiert. Danach wurden die Ergebnisse zu BSB (mg) pro Gramm Trockensubstanz berechnet.

3.3.3 Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC, für wässrige Proben) und gesamter organischer Kohlenstoff (TOC, für Bodenproben)

Zur summarischen Erfassung der wasserlöslichen Produkte wurde der Gehalt an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC = Dissolved Organic Carbon) bestimmt. Die Analysenproben wurden membranfiltriert oder zentrifugiert, mit 10% HCl-Lösung angesäuert ($\text{pH} < 3,0$) und gelöstes CO_2 mit vorgereinigter Luft ausgeblasen. Anschließend wurden die Proben mit einer Pumpe in einen Keramikofen geschickt und bei 800°C oxidiert. Das entstandene CO_2 wurde infrarotspektrometrisch bestimmt (DOC-Analyzer TOCOR 2, Fa. Maihak, Hamburg) (vgl. DEV EN ISO 1484). Der Messbereich betrug 0-300 mg C/l. Die Eichung erfolgte mit einem Essigsäurestandard.

Kohlenstoff und Schwefel in den Sandbodenproben wurde mit einem ELTRA CS500 Carbon Sulfur Determinator (ELTRA GmbH, Neuss, Germany) bestimmt. Die Probe wurde im Ofen bei einer Temperatur von 1300°C mit Sauerstoff als Trägergas verbrannt. Die Gasdurchflussrate wurde auf konstante 180 L/h eingeregelt. Kohlenstoff und Schwefel wurden mit dieser Methode zu CO_2 und SO_2 oxidiert und konnten mit einem Infrarotanalyser detektiert werden.

3.3.4 Spektraler Absorptionskoeffizient (SAK)

Die UV-Absorption im Wellenlängenbereich von $\lambda = 250 - 270 \text{ nm}$ (SAK-Bereich) ist charakteristisch für Verbindungen mit konjugierten Doppelbindungen und benzenoiden Strukturen. Der SAK kann als spezifischer Indikator für aromatische Moleküle und aromatische Molekülanteile angesehen werden und lässt sich auf Fraktionen unterschiedlichster Herkunft anwenden. Mit dem SAK erfolgte die summarische Erfassung von im Medium gelösten aromatischen Verbindungen. Der SAK wurde bei einer Wellenlänge $\lambda = 254 \text{ nm}$ (Ultrospec II, Fa. LKB Biochrom Ltd., Cambridge) für die abzentrifugierten Proben bestimmt.

3.3.5 Gesamter Kjeldahl Stickstoff (TKN)

Beim Kjeldahl-Aufschluss wird der organisch gebundene Stickstoff einer Probe in schwefelsaurer Lösung in Gegenwart eines Katalysators (Merck Kjeldahl-Tabletten, quecksilber- und selenfrei) in Ammoniumsulfat überführt. Daraus wird durch Zugabe von Alkali Ammonium freigesetzt, welches nach Destillation in Borsäure-Indikatorlösung maßanalytisch bestimmt wird. Für die Kontrolle des Nullwerts wurde destilliertes Wasser und

für die Kontrolle als Standardlösung Ammoniumsulfat (100 mg/l N) verwendet. Die für die Permeatproben optimale Aufschlusszeit betrug 30 Minuten.

Das in der Probe enthaltene Ammonium wird mit erfasst. Nitrat und Nitrit stören den Aufschluss, da sie während des Aufschlusses einerseits zu Ammonium reduziert werden können, was zu Überbefunden führt, andererseits mit dem Ammonium Ammoniumsalze bilden können, die sich bei der Aufschlusstemperatur zersetzen und als N₂ entweichen. Dies führt zu Minderbefunden (DEV H11, DIN EN 25663).

Für die Bodenproben wurde ca. 1 g abgewogen, in einen Langhalskolben gegeben und nach Zugabe von 10 ml destilliertem Wasser der TKN bestimmt. Aus den Messwerten wurde der TKN in g pro g Trockensubstanz berechnet.

3.3.6 Ammonium (NH₄-N)

Die Bestimmung von Ammonium-Ionen erfolgt photometrisch. Bei der angewandten modifizierten Methode lag die Vorschrift nach DEV E5 (ISO 38406) zugrunde. Die Ammonium-Konzentration zwischen 0 – 1 mg/l konnte mit dieser Methode bestimmt werden. Dabei wurden zwei Reagenzien benötigt. Reagenz A wurde mit 13 g Natriumsalicylat, 13 g Tri-natriumcitrat-Dehydrat und 0,097 g 2-Nitroprussidnatrium-Dihydrat in 100 ml destilliertem Wasser hergestellt und in einer braunen Flasche im Kühlschrank bis zu einem Monat lang aufbewahrt. 100 ml Reagenz B enthielt 1,6 g NaOH und 0,10 g Dichlorisocyanursäure-Na-Dihydrat und musste täglich frisch hergestellt werden. Die Lösung blieb über 24 Stunden stabil. Bei dieser Methode bilden Ammoniumionen dabei mit Salicylat und Hypochloridionen in Gegenwart von 2-Nitroprussidnatrium als Katalysator einen blauen Farbstoff (Indolphenolblau), der zur Quantifizierung bei einer Wellenlänge von $\lambda = 655$ nm photometrisch gemessen wird. Zur Messung wurden 4 ml zentrifugierte oder verdünnte Probe mit 0,5 ml Lösung A, anschließend mit 0,5 ml Lösung B vermischt und dann bei Raumtemperatur für 90 Minuten inkubiert. Für die Kalibrierung wurde Ammoniumsulfat verwendet. Das Erstellen der Eichkurve erfolgte mittels einer Verdünnungsreihe unter Zuhilfenahme einer NH₄-Standardlösung (Ammoniumsulfat). Chloramine wurden damit zumindest teilweise mit erfasst. Chlor-zehrende Stoffe in relevanten Mengen führten zu Minderbefunden. Gefärbte Proben verfälschten ebenfalls die Ergebnisse.

Die Bestimmung wurde auch mit ICS-90 einem Ionenchromatographen Modell (DIONEX) durchgeführt (siehe Kapitel 3.3.17).

3.3.7 Nitrat (NO₃-N)

Nitrat wurde photometrisch mittels 2,6-Dimethylphenol nach DEV D9 (DIN 38405 Teil 9) bestimmt. Folgende Reagenzien wurden benötigt:

DMP-Lösung: 1,2 g 2,6-Demethylphenol in 1000 ml Essigsäure (wasserfrei)

Säuremischung: 1 Teil Schwefelsäure (95-97%) + 1 Teil ortho-Phosphorsäure (85%).

Zu 1 ml abzentrifugierter Probe wurden 7,5 ml Säuremischung und 1 ml DMP-Lösung zugegeben. Nitrationen reagieren in schwefel- und phosphorsaurer Lösung mit 2,6-Dimethylphenol zu 4-Nitro-2,6-dimethylphenol, das nach 20-60 Minuten bei $\lambda = 324$ nm photometrisch (PU8700 UV/Vis, Philips) nachgewiesen werden kann. Als Nitrat-Standardlösung für die Eichkurve wird KNO₃ verwendet. Der Messbereich liegt zwischen 0 – 25 mg N/l. Bei Anwesenheit von Nitrit muss vor der Zugabe der Säuremischung eine „Spatelspitze“ Amidoschwefelsäure hinzugegeben werden.

Die Bestimmung wurde auch mit dem Ionenchromatographen ICS-90 (DIONEX) durchgeführt (siehe Kapitel 3.3.17).

3.3.8 Nitrit (NO₂-N)

Nitrit in den Proben wurde mit Teststäbchen (Merckoquant, Germany) bestimmt. Das Teststäbchen wurde in die gemessene Lösung getaucht und dann wieder herausgezogen. Nach 15 Sekunden wurde die Färbung des Stäbchens mit der Farbskala verglichen und die Konzentration festgestellt.

Die Bestimmung wurde auch mit dem Ionenchromatographen ICS-90 (DIONEX) durchgeführt (siehe Kapitel 3.3.17).

3.3.9 Phosphat (PO₄-P)

Die Bestimmung des Phosphats wurde mittels „Dr.Lange“-Schnelltest-Küvetten (LCK 350, Messbereich: 6-60 mg/l PO₄) durchgeführt. Phosphationen reagieren in saurer Lösung mit Molybdat- und Antimonionen zu einem Antimonyl-phosphormolybdat-Komplex, der durch Ascorbinsäure zu Phosphormolybdänblau reduziert wird. Die Methode ist geeignet für Oberflächen-, Trink-, Kessel- und Abwasser. Der pH-Wert der Probe sollte im Bereich von 2-10 liegen. Der Temperaturbereich der Proben und Reagenzien liegt zwischen 15-25°C. Für die Bestimmung wurde 0,4 ml Probe in die Küvette pipettiert und danach kräftig geschüttelt. Die Küvette wurde bei 100°C für 60 Minuten inkubiert. Nach der Abkühlung wurde 0,5 ml Reagenz B hinzu pipettiert. Die Küvette wurde kurz geschwenkt und dabei mehrfach auf den

Kopf gedreht. Nach 10 Minuten Ruhezeit wurde die Küvette noch einmal geschüttelt, außen gut gesäubert und ausgewertet.

Die Bestimmung wurde auch mit dem Ionenchromatographen ICS-90 (DIONEX) durchgeführt (siehe Kapitel 3.3.17).

Bodenproben: Die gewogene Bodenprobe wurde zusammen mit 150 ml Milliporewasser in einem Erlenmeyerkolben gemischt und auf einem Rührgerät 30 Minuten gerührt. Dann wurde der Überstand als Probe genommen und mittels „Dr.Lange“-Schnelltest-Küvetten auf Phosphat untersucht. Aus den Messwerten wurde das gesamte Phosphat als mg pro g Trockensubstanz berechnet.

3.3.10 Sulfat (SO_4^{2-})

Die Bestimmung des Sulfates erfolgte mit einer photometrischen Methode nach Tabatabai (Cypionka und Pfennig, 1986). Sulfationen reagieren mit Bariumchlorid in wässriger Lösung zu schwerlöslichem Bariumsulfat. Die dadurch hervorgerufene Trübung wurde photometrisch bestimmt. Dabei wurden 2 ml der abzentrifugierten Analysenprobe in 2 ml Citronensäure-Glycerin-Lösung (5%, w/v, Citronensäuremonohydrat in 60%, v/v, Glycerin) mit 0,5 ml Barium-Reagenz gemischt. Diese Mischung wurde 30 Minuten inkubiert, bis die Ausfällung des Bariumsulfats völlig abgeschlossen war. Danach wurde die Probe gerührt und bei einer Wellenlänge von $\lambda = 436 \text{ nm}$ gemessen (Ultrospec II). Die Methode gilt für Abwasser, Boden, Rohwasser und Trinkwasser. Die Kalibrierung erfolgte mit einem Standard von Natriumsulfat im Bereich von 0-200 mg/l. Die Kalibrierkurve wurde stets bei Erneuerung des Reagenzes erstellt. Der pH-Wert der Probe lag im Bereich von 3-10. Die Temperatur der Proben und Reagenzien lagen zwischen 15-25°C.

Die Bestimmung wurde auch mit dem Ionenchromatographen ICS-90 (DIONEX) durchgeführt (siehe Kapitel 3.3.17).

3.3.11 Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit ist ein Summenparameter für gelöste, dissoziierte Stoffe. Die Größe der Leitfähigkeit hängt von der Konzentration und dem Dissoziationsgrad der Ionen sowie von der Temperatur und der Wanderungsgeschwindigkeit ab. Die Leitfähigkeit der Proben wurde mit dem Gerät inoLab Multi level 1 gemessen. Die Einheit der Leitfähigkeit ist $\mu\text{S/cm}$.

3.3.12 pH-Werte

Der pH-Wert der Proben wurde mit dem Gerät inoLab Multi level 1 gemessen.

3.3.13 Trockensubstanz (TS) und organische Trockensubstanz (oTS)

Die Methode orientierte sich an der Vorschrift DEV DIN 38409. Dabei wurden Porzellantiegel im Trockenschrank bei 105°C (Memmert, Germany) etwa 24 Stunden getrocknet, im Exsikkator abgekühlt und auf der Analysenwaage ausgewogen. Ein definiertes Volumen der homogenisierten Wasserprobe oder ein bestimmtes Gewicht der Bodenprobe wurde in die Tiegel gefüllt, getrocknet bis zur Gewichtskonstanz und dann ebenfalls abgewogen. Anschließend wurde die getrocknete Probe 2 Stunden bei 550°C (Heraeus Instruments, Germany) verascht, im Exsikkator abgekühlt und auf der Analysenwaage ausgewogen. Zum Schluss wurden aus den Ergebnissen die Trockensubstanz und die organische Trockensubstanz berechnet.

3.3.14 Gase

Unter anaeroben Bedingungen wurde Biogas in den Säulen gebildet. Deshalb war Sauerstoff nur in der Anfangsphase in den Säulen nachweisbar. Allmählich bildeten sich Kohlendioxid und Methan und konnten mittels Gaschromatographie (PACKARD model CP 9001) bestimmt werden. Bei dieser Methode wurde eine gasförmige Probe in einer speziellen Säule (Teflon Säule, 1,5 mm x 18 m) aufgetrennt, wobei als mobile Phase verschiedene Trägergase eingesetzt werden können. In diesem Fall war dies Stickstoff. Die Quantifizierung erfolgte über externe Standards und einen speziellen Detektor: Thermal Conductivity Detector (TCD: Referenzgas = Stickstoff). Die Probenaufgabe erfolgte mit einer gasdichten Spritze (Precision Instruments, Baton Rouge, Louisiana) und das Probenvolumen betrug 100 µl. Die Quantifizierung erfolgte mit genormtem Prüfgas (40 % CO₂, 60 % Methan (v/v); Linde, München). Für eine simultane Bestimmung von Sauerstoff wurden 10 % des Volumens der Flasche nach der Befüllung des Prüfgases aus der Flasche abgezogen und das gleiche Volumen an Sauerstoff zugegeben. Das Standardgas enthielt dann 54 % Methan, 36 % Kohlendioxid und 10 % Sauerstoff.

3.3.15 Mittlere hydraulische Aufenthaltszeit (t₅₀)

Die Verweilzeit des Abwassers in der Sandsäule wurde mittels einer Leitfähigkeitsmessung bestimmt. Das Tracervolumen (KCl-Lösung, 2 mol/l) von 5 ml wurde oben auf die Säule gegeben. Der Ablauf (unten) wurde mit einem automatischen Probensammler (FRAC-100,

Pharmacia) versehen, der das Sickerwasser portionsweise auffing. Die Leitfähigkeit der Proben wurde mit dem Gerät inoLab Multi level 1 bestimmt. Die aus der Säule sickernde KCl-Menge (mol) wurde addiert bis 50 % der gesamten aufgetragenen Menge eluiert waren. Dieser Zeitpunkt für 50 % Tracerelution (t_{50}) bezeichnet die Verweilzeit des Abwassers in der Säule.

3.3.16 Schwermetallbestimmung durch AAS

Grundlage der Atom-Absorptions-Spektrometrie (AAS) ist die Fähigkeit von Atomen, im Grundzustand elektromagnetische Strahlung ganz bestimmter Wellenlänge zu absorbieren und dadurch in einen angeregten Zustand überzugehen. Zur analytischen Nutzung dieses Prinzips werden bei der AAS die Atome meist durch thermische Spaltung der entsprechenden Verbindungen erzeugt. Im Rahmen dieser Arbeit wird zur Atomisierung ein Zerstäubere-Brennersystem mit Luft/Acetylen-Flamme ($T \approx 1800^\circ\text{C}$) eingesetzt. Die durch Atomisierung entstandene „Atomwolke“ wird in der Regel mit charakteristischem Licht desjenigen Elementes bestrahlt, welches analysiert werden soll. Als Lichtquelle werden deshalb Hohlkathodenlampen für das bestimmende Element eingesetzt. Mit dem Gerät SpectrAA 220 FS von Varian wurden im Rahmen dieser Arbeit die Schwermetalle Cu (327,4 nm), Cr (425,4 nm), Cd (326,1 nm), Mn (403,1 nm), Fe (372,0 nm), Co (345,4nm), Ni (341,5 nm), Pb (363,5 nm) und Zn (213,9 nm) bestimmt.

Für die Kalibrierung wurden 4 Konzentrationen der 9 Schwermetalle verwendet: Null, niedrige, mittlere und hohe Konzentration. Für die Nullprobe wurde Milliporewasser benutzt. Die anderen drei Konzentrationen waren je nach Art des Metalls unterschiedlich. Die Bereiche hierfür sind in Tabelle 3.2 angegeben.

Tabelle 3.2: Konzentrationen der verschiedenen Schwermetalle zur Kalibrierung

Konzentration	Co	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn	Cd	Mn
Null	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Niedrige	1	1	1	1	1	2	0,2	0,2	1
Mittlere	3	3	3	3	3	5	0,5	0,5	2
Höhere	5	5	5	5	5	10	1,0	1,0	3

Die abzentrifugierte Probe wurde in Röhrchen gegeben und mit 1% HNO_3 angesäuert. Die Röhrchen wurden auf die Messstelle gestellt. Um eine Kalibriergerade für die Schwermetalle zu erstellen, wurden die großen Röhrchen mit 4 Kalibrierlösungen ebenfalls darauf gestellt. Das SpecTRAA maß die Proben und die Auswertung der Messergebnisse wurde von einem

Computer automatisch durchgeführt. Die Einheit der Werte ist mg/l. Die neun einzelnen Stammlösungen (1g/l) wurden von der Firma Varian bezogen und in weißen Plastikflaschen aufbewahrt.

3.3.17 Ionen

Unter Ionenchromatographie (IC) versteht man ein on-line-Verfahren zur Trennung und Detektion von Ionen mit Hilfe der Ionenaustauschchromatographie. Diese Analysemethode wird als Routinemethode zur Bestimmung von Ionen in wässrigen Lösungen verwendet.

Die Trennung der Analytionen erfolgt an einem Ionenaustauscher aufgrund unterschiedlicher elektrostatischer Wechselwirkungen. Das Ionenaustauschermaterial besteht aus einer Trägersubstanz, an der funktionelle Gruppen gebunden sind, die für den Ionenaustausch verantwortlich sind. Die Aktivität des Analytions und des Ionenaustauschers in der stationären bzw. mobilen Phase bildet die Selektivitätskonstante, die zu unterschiedlich langer Retentionszeit der Analytionen auf der Säule führte und deren Trennung bewirken. Die relative Selektivität der Ionen, die angibt, wie stark ein Ion im Vergleich zu einem anderen Ion am Austauscher gebunden wird, steigt dabei mit der Wertigkeit und dem Pauling'schen Ionenradius. Generell hängt die Retentionszeit bei der Ionenaustauschchromatographie von der Länge der verwendeten Trennsäule, dem Säulenmaterial (Art der funktionellen Gruppe, Kapazität des Austauschers, Vernetzungsgrad, Partikelgröße), dem verwendeten Eluenten (Selektivität des Eluentions, Konzentration, pH-Wert, Flussrate) und der Selektivität des Analytions ab.

Zur Bestimmung wird die Analytlösung zunächst über eine Probenschleife auf die Trennsäule aufgegeben. Der Nachweis erfolgt in den meisten Fällen durch Leitfähigkeitsdetektion. Bei Verwendung geeigneter Eluenten kann durch Einsatz von Suppressorsäulen die Grundleitfähigkeit des Eluenten abgesenkt und damit die Nachweisgrenze verbessert werden.

Für die ionenchromatographische Analyse der wässrigen Proben wurde das Gerät Dionex ICS-90 benutzt. Dionex ICS-90 besteht aus Eluent, Pumpe, Probenaufgabe-Ventil /Injektion, Trennsäule, Suppressorsäule (Regenerator), Detektor und Integrator. Die Trennsäule besteht aus einem chemisch inerten Rohr, das mit einem polymerischen Harz gepackt ist. Der Durchmesser beträgt normalerweise 4 mm. Durch ICS-90 wurden 5 Anionen (Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-}) und 5 Kationen (Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) nachgewiesen.

Die Erstellung der Kalibrierkurve wurde durch eine Reihe von Konzentrationen der Mischstandardlösungen gemacht, die aus der Stammlösung (maximal 2 Monate haltbar) täglich neu hergestellt wurden. Vor der Messung wurde die Retentionszeit von Ionen mit einer verdünnten Stammlösung bestimmt. Eine Probe des kommunalen Abwassers war 10fach

zu verdünnen, während die Proben des Sickerwassers der Säule keine Verdünnung benötigten. Die Proben wurden mit 0,45 µm Membranfilter filtriert, danach mit Hilfe der Kalibrationsgerade der Ionengehalt bestimmt.

Benötigt wurden folgende Lösungen:

- Eluent (Anionen): 9,0 mM Na₂CO₃
- Eluent (Kationen): 20 mM MSA (Methansulfonsäure)
- Regenerent (Anionen): 2,0 N Schwefelsäure
- Regenerent (Kationen): 0,1 M TBAOH (Tetrabutylammonium hydroxid-Lösung)
- Stammlösung

3.3.18 Bestimmung der Keimzahl

Die Bestimmung der Keimzahl mit Hilfe des Plattenverfahrens kann einen Überblick über die Größenordnung der Keimzahl beschaffen. Hierzu werden feste Nährböden hergestellt, auf denen verschiedene Verdünnungsstufen der zu untersuchenden Probe ausgespatelt werden. Jede lebende Organismenzelle entwickelt sich zu einer Kolonie (KBE = Kolonie bildende Einheit), die auf der Platte nach der Inkubation ausgezählt werden können. Hieraus kann die Lebendzellzahl ermittelt werden.

Die Zellzahl wird auf 1 ml der zu untersuchenden Probe bezogen. Die Zellzahlen in der vorliegenden Arbeit wurden mit Hilfe der Gleichung (G. 3-1) berechnet:

$$m = \frac{10^x}{V} * \frac{\sum c_x + \sum c_{x+1}}{n_x + 0,1 n_{x+1}} \quad (\text{G. 3-1})$$

m: gewogener Mittelwert der Lebendzellzahl in 1 ml der Probe

10^x: Verdünnungsfaktor für die niedrigste ausgewertete Verdünnungsstufe

V: Volumen der Zellsuspension in ml (pro Platte)

Σc_x: Gesamtzahl der Kolonien auf allen Platten der niedrigsten ausgewerteten Verdünnungsstufe

Σc_{x+1}: Gesamtzahl der Kolonien auf allen Platten der nächst höheren ausgewerteten Verdünnungsstufe

- Die Verdünnungslösung: 0,9 %Na Cl-Lösung
- DEV-Nähragar zur Bestimmung der Gesamtkeimzahl der aeroben und anaeroben

Bakterien

Pepton aus Fleisch	10,0 g/l
Fleischextrakt	10,0 g/l
Na Cl	5,0 g/l
Agar-Agar	18,0 g/l

43 g/l lösen, 15 Minuten bei 121°C autoklavieren. pH: 7,3 +/- 0,2 bei 25°C

Beimpfung im Plattengussverfahren, Bebrütung: 48 Stunden für aerobe Bakterien bzw. 120 Stunden für anaerobe Bakterien bei 37°C

- DEV Endo-Agar

Selektivagar zur Isolierung und Differenzierung von *E.coli* und coliformen Keimen bei der Wasseruntersuchung.

Pepton aus Fleisch	10,0 g/l
Fleischextrakt	10,0 g/l
NaCl	5,0 g/l
Lactose	10,0 g/l
Fuchsin	0,5 g/l
Natriumsulfit	2,5 g/l
Agar-Agar	20,0 g/l

58 g/l lösen, 15 Minuten bei 121°C autoklavieren. pH: 7,4 +/- 0,2 bei 25°C

Beimpfung im Plattengussverfahren, Bebrütung: 24 Stunden bei 37°C

Für Bodenproben: die gewogene Bodenprobe (10 g) wurde zusammen mit 90 ml Na Cl-Lösung (0,9 %) in einem Erlenmeyerkolben suspendiert und auf einem Rührgerät 30 Minuten gerührt. Dann wurde der Überstand als Probe genommen und die KBE bestimmt. Die so erhaltenen Messwerte wurden zu KBE pro g Trockensubstanz umgerechnet.

3.4 Probenahme

3.4.1 Wasserproben

Für die unsegmentierten Säulen wurde direkt vom Sickerwasser eine Probe genommen. Für die segmentierten Säulen wurden mittels einer Spritze nach jeder Teilsäule bis zu 30 ml Probe gezogen. Die Probe des zugeführten Rohabwassers wurde direkt aus dem Vorratsgefäß (30 l Kanister) entnommen.

3.4.2 Gasproben

Die Gasprobenahme wurde mittels einer speziellen verschließbaren Spitze durchgeführt. Für die segmentierten Säulen lag die Probenahmestelle oben in der Teilsäule, für die unsegmentierten Säulen an der Säulenwand. Die Probe wurde unmittelbar nach der Probenahme gaschromatographisch analysiert.

3.4.3 Bodenproben

Die Bodenproben wurden durch Ausschaben der stillgelegten Säulen in definierten Tiefen gesammelt. Die Probenahme-Behälter wurden anschließend mit Stickstoff begast und in einer Kühlkammer bei 7°C aufbewahrt, um Veränderungen im Probematerial zu verhindern und insbesondere eine Inaktivierung anaerober Bakterien im Biofilm auf den Sandkörnern durch Sauerstoff zu verhindern.

4 ERGEBNISSE

4.1 Exfiltration von Abwasser aus undichten Kanälen im Untergrund

Um die Versickerung von Abwasser aus undichten Kanälen im Labor nachstellen zu können wurde mechanisch gereinigtes Abwasser aus der Kläranlage Neureut durch Glassäulen, die mit Feinsand gefüllt waren, versickert. Der Sand erlaubt eine hohe Sickerate und stellt somit den „worst case“ für die Praxis dar. Um die Reinigungsleistung des Sandes beurteilen zu können wurde mit Säulen unterschiedlicher Länge gearbeitet, wobei bis zu 5 Teilsäulen von 25 cm Länge hintereinander gekoppelt wurden. Dadurch war es möglich, Abwasserproben nach jeweils 25 cm Sickerstrecke für Analysen zu entnehmen. Nachdem sich auf dem Sand oben in der Säule eine Schlammschicht gebildet hatte, entstand ein 10 cm hoher Abwasserstau. Das auf die Säule gepumpte Abwasser, das nicht durch die Schlammschicht versickerte, lief über den Zirkulationsschlauch wieder in die Vorratsflasche zurück (siehe Abb. 3.3 a). Das in der Randzone und im Zentralbereich der Säule durchgelaufene Abwasser wurde anfangs getrennt aufgefangen und analysiert. Nachdem die unsegmentierten Säulen mit Gummistopfen verschlossen und der Zirkulationsschlauch abgeklemmt wurde, hatten die Säulen keinen Überstau mehr. Das Abwasser wurde mit dem Pumpendruck in den Säulen versickert.

4.1.1 Versickerung von kommunalem Abwasser unter aeroben Bedingungen mit vorgegebenem hydrostatischem Druck von 10 cm Wassersäule in einer Sandsäule von 1,25 m Länge

Für diesen Versuch wurden Sandsäulen verwendet, in denen die hydraulischen Verhältnisse des Abwassers nur durch die Kolmation beeinflusst wurden (Abb. 3.3 a). Diese Säulen waren sowohl am oberen als auch am unteren Ende offen und hatten dort direkt Kontakt mit der Luft. Abwasser wurde kontinuierlich auf die Sandsäule gepumpt, wobei der überschüssige Anteil, der nicht in der Säule versickerte, über einen Schlauch am Überlauf (siehe Abbildung 3.3 a) in das Vorratsgefäß zurückfloss. Die Beschickungsmenge war über die Pumpe auf maximal 4000 ml/d begrenzt. Zur Ermittlung von Randeffekten wurde am Ende der Säule (Auslauf) ein Trichter angebracht (Schnitt siehe Kapitel 3.2.1). Der Trichter wurde am oberen Rand freigefräst, sodass die Randzone eine Fläche von $17,4 \text{ cm}^2$, die restliche Fläche im zentralen Teil 58 cm^2 betrug. Das Verhältnis der beiden Flächen war 1:3. Der Ablauf von zentraler Zone und ringförmiger Randzone wurde separat aufgefangen.

Am Anfang war der Sand optisch sauber und gelb. Bei der Versickerung des Abwassers wurden die Schwebstoffe auf der Oberfläche des Sandes zurückgehalten und bildeten allmählich eine Kolmationsschicht aus. Bevor sich diese Kolmationsschicht völlig ausgebildet hatte, war die Durchflussrate konstant, bei einem mittleren Wert von 3400 ml/d (gesamte Menge). Davon versickerten 2700 ml/d in der Randzone (äußere Zone) und 700 ml/d im zentralen Bereich (innere Zone) (Abbildung 4.1.1). Ab dem 19. Tag waren die Durchflussraten

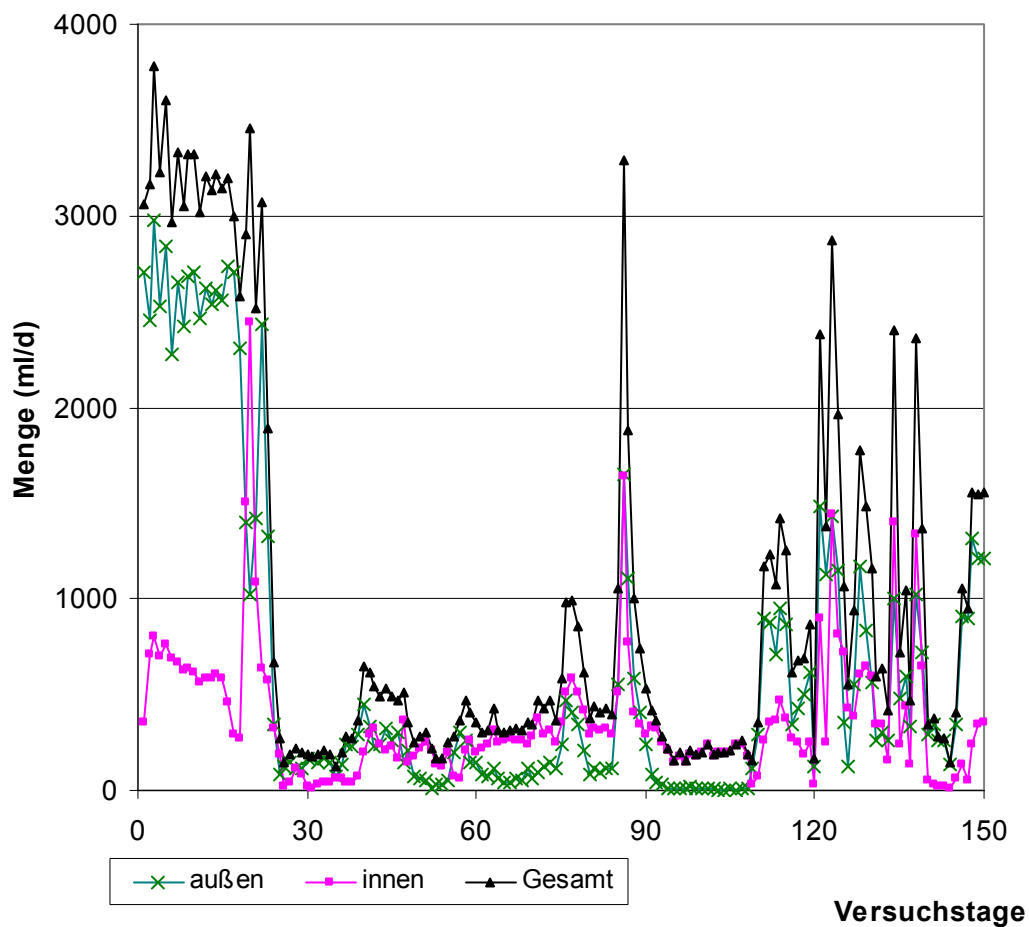


Abbildung 4.1.1: Schwankungen der Durchflussrate (innen, außen und gesamt) in einer 125 cm langen Sandsäule (Nr. 1) während einer Betriebszeit von 150 Tagen unter aeroben Bedingungen

für die innere und äußere Zone nicht mehr regelmäßig, obwohl sich die gesamte Durchflussmenge noch auf 3000 ml/d belief. Ab dem 24. Tag wurde die Kolmationsschicht zunehmend dicker und die Durchflussrate nahm ab. Auf der Sandsäule bildete sich 10 cm hoch Stauwasser. Zwischen Sandschicht und Stauwasser befand sich die Kolmationsschicht, die mit zunehmender Betriebszeit immer dicker wurde. Die tägliche Durchflussmenge sank rasch auf 270 ml/d (innere Zone 85 ml/d, äußere Zone 185 ml/d) ab. Bei der Volumendifferenz zwischen

zuegepumptem Abwasser und versickerter Durchflussmenge handelte es sich um den Volumenteil, der durch den Zirkulationsschlauch wieder in die Vorratsflasche zurückgeführt wurde. Diese Abnahme in der Durchflussmenge war über 14 Tage hinweg zu beobachten. Danach stieg die Durchflussrate wieder auf ca. 600 ml/d an (Abb. 4.1.1, Tag 40), da die Kolmationsschicht von Gasblasen, die sich in der Säule und in der Kolmationsschicht selbst gebildet hatten und aufstiegen, durchbrochen wurde. Dieser Vorgang wiederholte sich anschließend in unregelmäßigen Abständen immer wieder. Die in der zentralen Zone des Trichters aufgefangene Sickerwassermenge betrug nicht das 3fache der Menge aus der Randzone und entsprach daher auch nicht dem theoretischen Verhältnis von Randzone und Zentralzone. Vielmehr waren häufig Unregelmäßigkeiten im Verhältnis der Sickermenge aus den beiden Zonen zu beobachten, wobei das berechnete Verhältnis von Randzone zu Zentralzone zwischen 24,3 und 0,02 schwankte (Abbildung 4.1.2). Dies bedeutet, dass der Sickerweg des Abwassers durch die Sandsäule willkürlich verläuft.

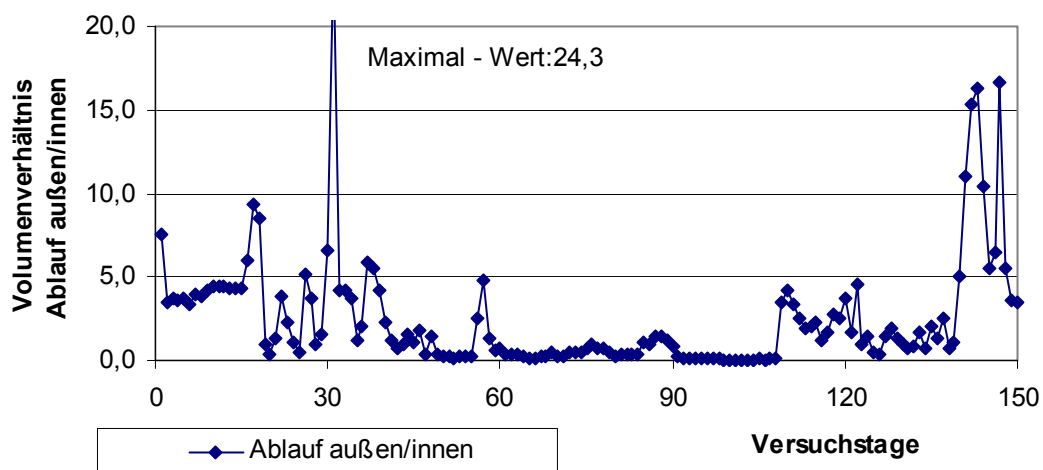


Abbildung 4.1.2: Verhältnis der Sickermenge von Randzone und Zentralzone in der in Abb. 4.1.1 beschriebenen Sandsäule

Die Abbildung 4.1.3 zeigt den zeitlichen Verlauf der über jeweils 1 Monat gemittelten Durchflussrate über das Jahr hinweg. Im Verlauf der Monate zeigte sich keine stabile Durchflussrate. Bis Mitte Februar war die Säule noch nicht überstaut. Deswegen fand sich in diesem Monat die höchste Durchflussrate von 54 Litern/Monat. In den übrigen Monaten betrug die Sickermenge wegen der Schlammablagerung unter 30 Liter/Monat und schwankte deutlich. Im Juni und Dezember lag die Durchflussrate bei ca. 30 Liter und im September nur bei 5 Liter. Die Ursache dieser Schwankungen könnte in der unterschiedlichen Konzentration des CSB des zulaufenden Abwassers begründet sein.

Die Abbildung 4.1.3 zeigt neben der Durchflussrate auch die CSB-Fracht. Bei einer höheren CSB-Fracht wurde mehr Gas gebildet, das den Durchbruch in der Kolmationsschicht herstellte und das Sickervolumen erhöhte. Das aufgestaute Abwasser sickerte schnell durch die aufgelockerte Kolmationsschicht auf der Säule und dies führte zur Erhöhung der Durchflussrate. In den ersten zwei Monaten nach dem Auftreten des Überstaus (März und April) war die Kolmationsschicht noch nicht so dick, sodass die Durchflussraten trotz niedriger CSB-Fracht noch relativ hoch blieben. Ab dem Mai waren die Durchflussraten etwa proportional zur CSB-Fracht. Nur im Dezember kam eine Ausnahme vor. Da ab 22. November die Säule oben mit Gummistopfen geschlossen war, stiegen die Durchflussraten innerhalb von ein paar Tagen über 1800 ml/d an. Die CSB-Fracht stieg nicht proportional an, weil das Abwasser sehr dünn war.

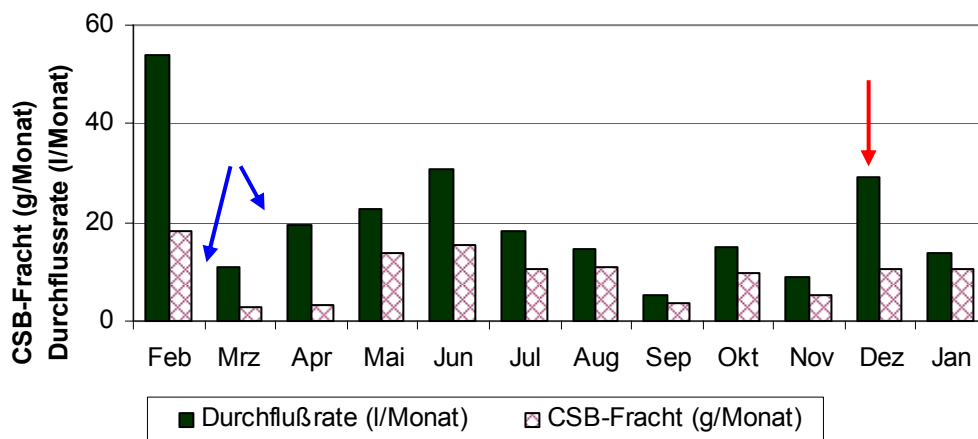


Abbildung 4.1.3: Monatliche Durchflussraten und CSB-Fracht in der 125 cm langen Sandsäule Nr. 1

4.1.2 Versickerung von kommunalem Abwasser während des Übergangs von aeroben zu anaeroben Bedingungen mit vorgegebenem hydrostatischem Druck von 10 cm Wassersäule in einer Sandsäule von 1,25 m Länge

Die unsegmentierte Säule Nr. 1 wurde vom 26.01.2001 an mit kommunalem Abwasser betrieben. Die Säule war oben offen, lief also anfangs unter aeroben Bedingungen. Nachdem sich eine Kolmationsschicht auf der Sandschicht oben in der Säule gebildet hatte, schwankte die Durchflussrate zwischen 0 und 3400 ml/d. Das jeweils überschüssige Abwasser floss durch den Zirkulationsschlauch in die Vorratsflasche zurück. Am 22.11.2001 wurde die Säule oben mit einem Gummistopfen verschlossen. Ab dieser Zeit wurde sie unter anaeroben Bedingungen betrieben. In Abbildung 4.1.4 ist die Durchflussrate und die CSB-Fracht im Zeitraum von

18.02.2001 bis 05.04.2002 zusammengestellt. Somit kann die Sickermenge unter aeroben (Zeitraum 18.02.-21.11.2001) und anaeroben (Zeitraum 22.11-05.04.2002) Bedingungen

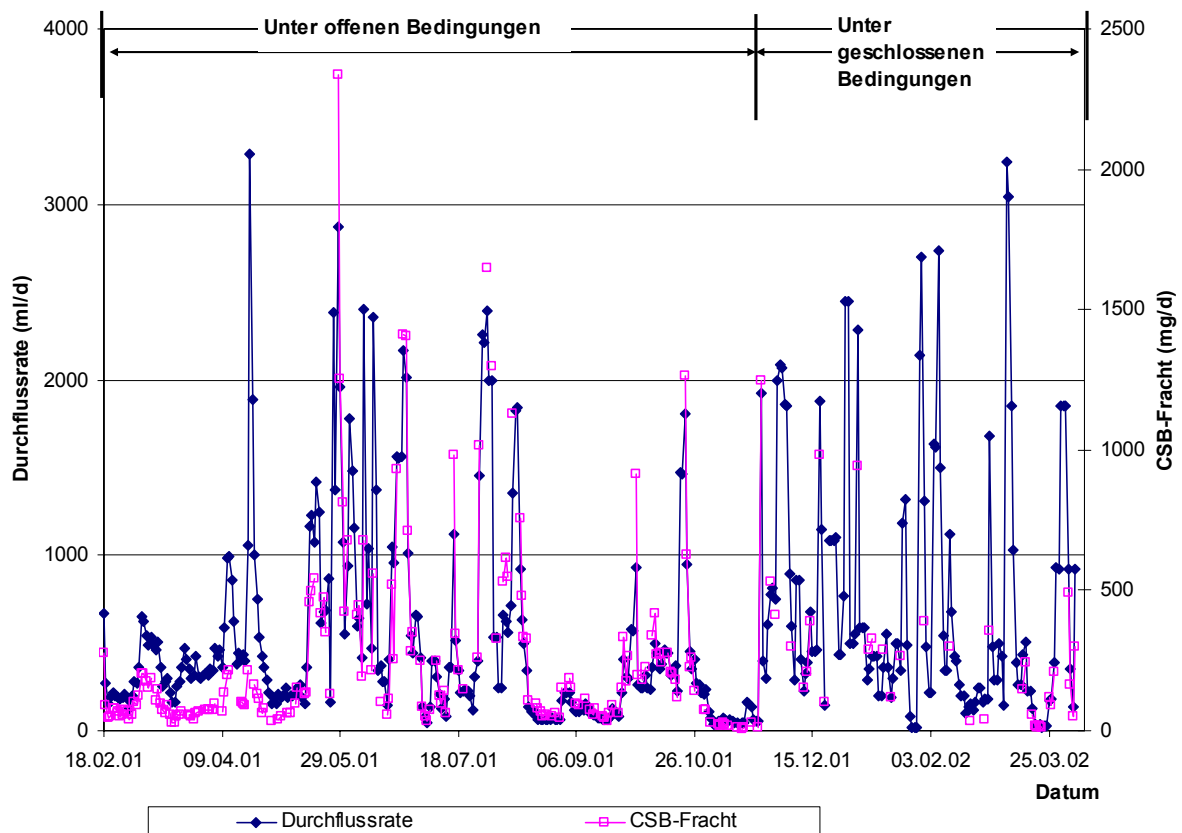


Abbildung 4.1.4: Durchflussrate und CSB-Fracht in der Sandsäule Nr. 1 unter aeroben und anaeroben Bedingungen (Säulenlänge: 125 cm, mit Abwasserzirkulation)

verglichen werden. Die beiden Betriebszustände hatten nur einen Unterschied: ohne Verschluss mit einem Gummistopfen bedeutet aerobe Bedingungen und mit einem Gummistopfen anaerobe Bedingungen. Unter den beiden Bedingungen kamen häufig kurzzeitige Durchbrüche mit hohen Durchflussraten vor. Diese wurden von Gasblasen, die aus der Kolmationsschicht aufstiegen, hervorgerufen. Unter geschlossenen Bedingungen war die Säule ein anaerobes System und hatte einen deutlich höheren Anteil an anaeroben Mikroorganismen (siehe Kapitel 4.5.5). Unter anaeroben Bedingungen traten die Durchbrüche durchschnittlich 2,7 mal/Monat auf während sie unter aeroben Bedingungen nur 1,4 mal/Monat beobachtet wurden. Auch unter aeroben Bedingungen wurde die kurzzeitige Erhöhung der Sickerraten mit großer Häufigkeit zwischen Anfang Mai 2001 und Ende August 2001 beobachtet. In diesem Zeitraum war die CSB-Fracht deutlich erhöht, was eine erhöhte Gasbildung und vermehrte „Aufbrüche“ der Kolmationsschicht erklärt. Unter anaeroben Bedingungen wurde in der Kolmationsschicht insgesamt mehr Methan gebildet, was zu häufigeren „Aufbrüchen“ der Kolmationsschicht mit erhöhten Sickerraten führte.

Anhand der CSB-Fracht kann beobachtet werden, dass bei einer niedrigeren CSB-Fracht weniger Durchbrüche auftraten. Bei höherer CSB-Fracht traten mehr Durchbrüche von Abwasser in der Säule auf.

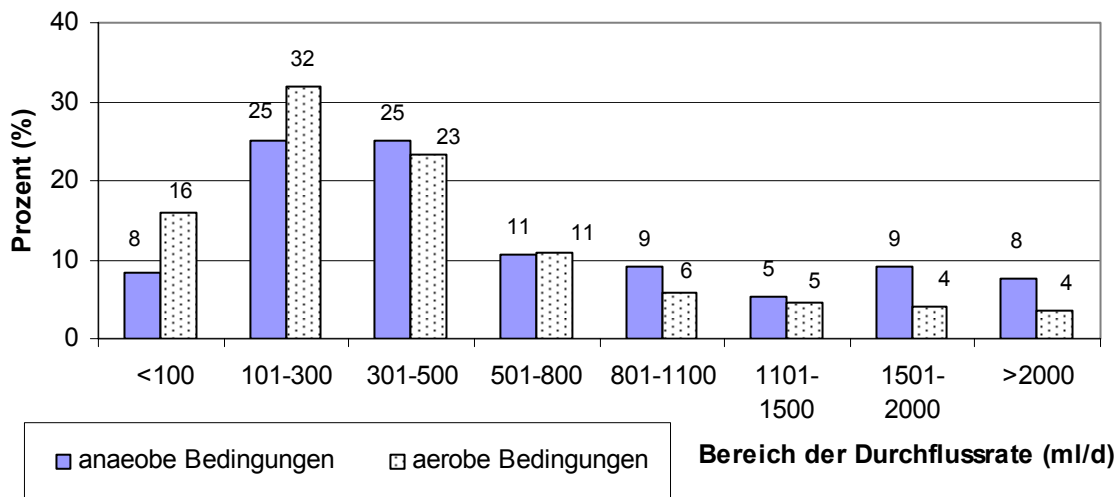


Abbildung 4.1.5: Durchflussrate für den aeroben und anaeroben Betrieb der Sandsäule Nr. 1 (Säulenlänge: 125 cm, mit Abwasserzirkulation)

Die durchschnittliche Durchflussrate lag bei 507 ml/d unter aeroben und 736 ml/d unter anaeroben Bedingungen. Mittels der Verteilung der Durchflussraten konnte der Unterschied zwischen den beiden Bedingungen weitergehend erforscht werden (Abbildung 4.1.5). Unter aeroben Bedingungen flossen etwa während der Hälfte der Betriebszeit (48 %) weniger als 300 ml Abwasser pro Tag durch die Säule, während unter anaeroben Bedingungen etwa während einem Drittel der Betriebszeit weniger als 300 ml/d Durchflussrate gemessen wurde. Umgekehrt liefen über 800 ml/d während 8 % der Betriebszeit unter aeroben Bedingungen und während 17 % der Betriebszeit unter anaeroben Bedingungen durch die Säule.

4.1.3 Versickerung von Abwasser unter anaeroben Bedingungen mit fester Zuflussrate ohne Abwasserzirkulation

Ab dem 22.11.2001 (301. Tag) wurde die Säule Nr. 1 oben mit einem Gummistopfen geschlossen. So ergaben sich in der Säule nach dem Verschluss im oberen Teil strikt anaerobe Bedingungen und es konnten vermehrt die in der Säule gebildeten Gase (Methan und Kohlendioxid) nachgewiesen werden. Diese Gase stiegen in der Säule nach oben und durchbrachen die Schlamm- und Sandschicht, was sich in häufigen Schwankungen der Sickerwassermenge bemerkbar machte. Jeder der „Aufbrüche“ der Kolmationsschicht hatte die

Erhöhung der Durchflussrate auf über 1800 ml/d während ein paar Tagen zur Folge. Drei Wochen später wurde der Luftzutritt in die Säule auch von unten mit einem 10 cm langen Plastikröhrchen, das mit Wasser gefüllt war (Siphonverschluss), verhindert. So wurde die Säule unter anaeroben Bedingungen ohne Sauerstoffzutritt von oben und unten weiter betrieben. Die durchschnittliche Durchflussrate stieg nicht an. Wie die Abbildung 4.1.6 zeigt, wurde zwischen dem 380. und 435. Tag die niedrigste Durchflussrate bei 30 ml/d bzw. die höchste Durchflussrate bei 3240 ml/d gemessen. Das nicht in die Säule sickende Abwasser floss durch den Zirkulationsschlauch in das Vorratsgefäß zurück. Am 06.04.2002 (436. Tag) wurde der Zirkulationsschlauch verschlossen. Der Überstau verschwand und die Durchflussrate nahm rasch von 920 auf 3020 ml/d zu. Dies ist auf den Druck im Raum zwischen der Kolmationsschicht und dem Gummistopfen zurückzuführen. Mittels des Drucks überwand das überstaute Abwasser den Filterwiderstand der Kolmationsschicht und sickerte durch die Säule in den Ablauf. Die Durchflussrate blieb nach dem 436. Tag über 2000 ml/d bei der festgelegten Pumpengeschwindigkeit. Die Durchflussrate hing wieder von der Pumpmenge ab, wie in der Anfangsphase ohne Überstau.

Der CSB des Zulaufs und der CSB des Ablaufs in demselben Zeitraum sind in Abbildung 4.1.7 dargestellt. Anhand des CSB kann beobachtet werden, dass die CSB-Konzentration des Abwassers nach Abklemmung des Zirkulationsschlauchs zwischen 247 und 478 mg/l schwankte. Diese Schwankungen hatten keinen Einfluss auf den CSB des Ablaufs.

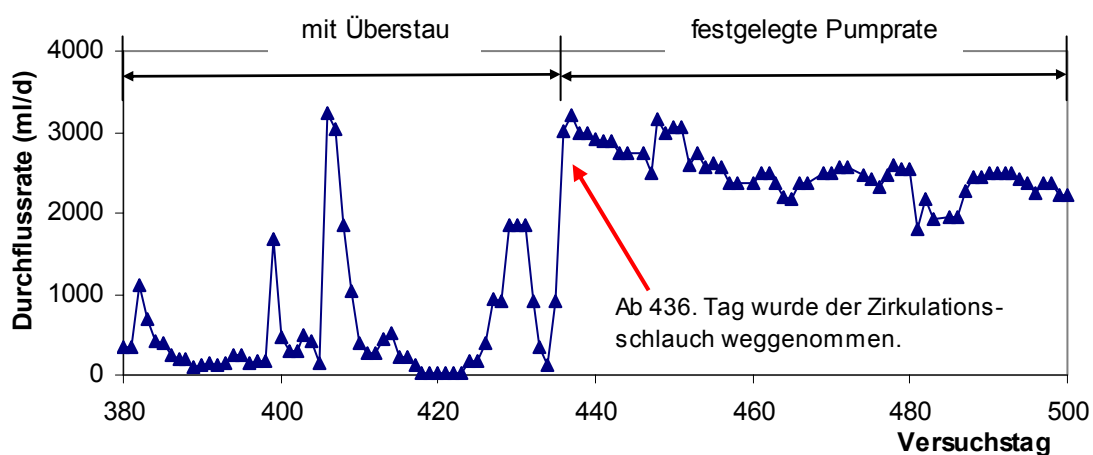


Abbildung 4.1.6: Vergleich der Durchflussrate von Abwasser durch eine oben geschlossene Sandsäule mit 10 cm Überstau und ohne Überstau mit festgelegter Pumprate (Säulenlänge: 125 cm)

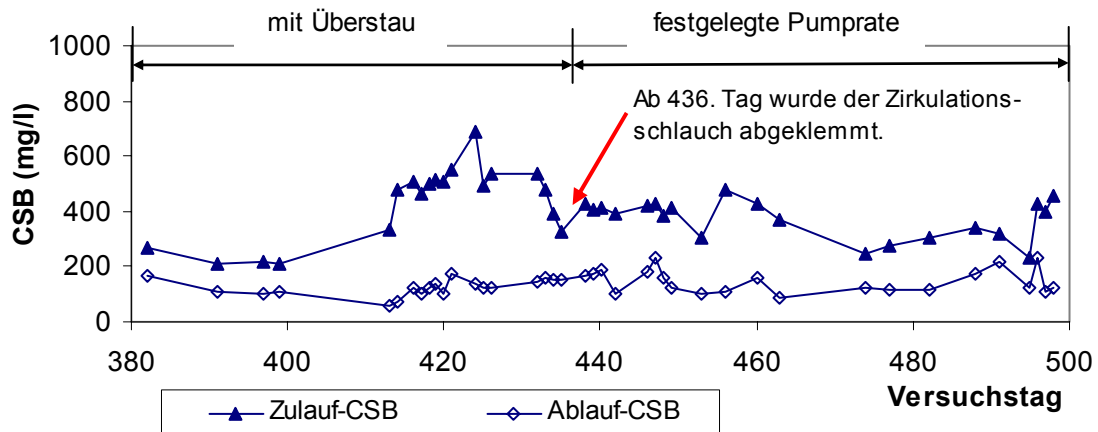


Abbildung 4.1.7 : CSB des Zulaufs und Ablaufs durch eine oben geschlossene Sandsäule mit 10 cm Überstau und ohne Überstau mit festgelegter Pumprate (Säulenlänge: 125 cm)

4.1.4 Versickerung von Abwasser durch eine segmentierte Säule unter aeroben Bedingungen

Die segmentierte Säule bestand aus fünf Teilsäulen mit einer Länge von 25 cm und einem Durchmesser von 10 cm. Das Abwasser sickerte von der obersten offenen Säule aus nacheinander durch alle Teilsäulen hindurch. Die Durchflussmenge war gleich für jede Teilsäule. In Abbildung 4.1.8 sind die Messergebnisse für die Durchflussrate dargestellt. In den ersten 21 Tagen lagen die Durchflussraten bei ca. 1000 ml/d (Einstellung der Pumpe). Um die CSB-Eliminierung für Grenzbedingungen zu ermitteln wurde die Durchflussrate ab dem 22. Tag auf 2000 ml/d, 3000 ml/d und 4000 ml/d eingestellt. Ab dem 52. Tag trat in der ersten Teilsäule ein Überstau des Abwassers auf, d.h. die Säule hatte eine Kolmationsschicht ausgebildet. Danach nahm die Durchflussrate innerhalb von drei Tagen von 4510 ml/d bis auf 1310 ml/d schnell ab. Ab diesem Zeitpunkt war die Sickerwassermenge nicht mehr von der Einstellung der Pumpe, sondern von der Dicke und Durchlässigkeit der oberen Kolmationsschicht abhängig. In den folgenden acht Tagen wurde die Durchlässigkeit dieser Teilsäule deutlich schlechter. Die Sickerwassermenge aus der letzten Säule betrug noch 1000 ml/d. Die Kolmationsschicht wurde zunehmend dicker, da die Schwebstoffe aus dem Abwasser durch die Schlammschicht besser zurückgehalten wurden. Ab dem 60. Tag sickerte das Abwasser mit weniger als 100 ml durch alle Teilsäulen. Die oberste Teilsäule begrenzte mit ihrer Kolmationsschicht den Durchfluss.

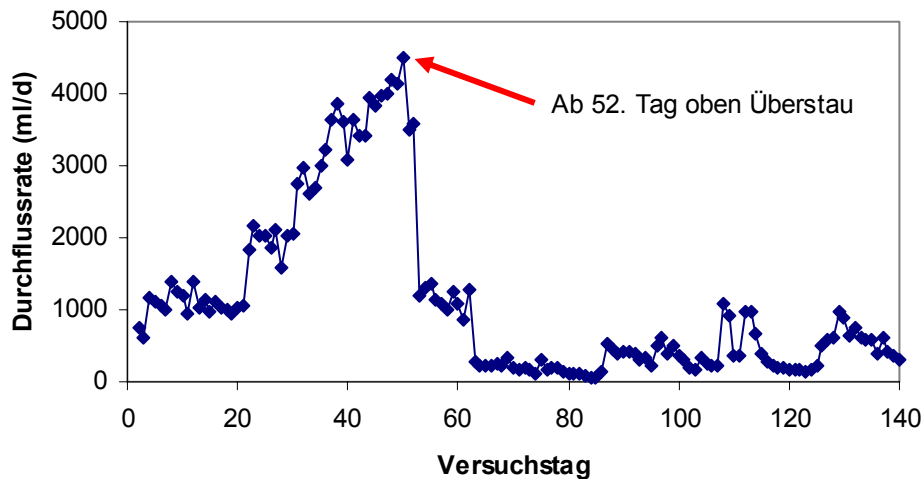


Abbildung 4.1.8: Verlauf der Durchflussrate von Abwasser durch eine segmentierte, oben offene Säule (Säulenlänge: 5 x 25 cm)

Die zeitliche Änderung der Durchflussmenge durch die segmentierte Säule im ersten Jahr ist in Abbildung 4.1.9 dargestellt. Es können drei Phasen unterschieden werden. Phase 1 erstreckte sich über die ersten beiden Monate und wurde als „offen“ ohne Überstau bezeichnet, da die Säule zu diesem Zeitpunkt noch nicht verschlossen war und sich auf der Oberfläche noch kein Abwasser staute. Die Sickermenge war nur abhängig von der Pumprate. Ab dem 3. Monat trat oben auf der Säule aufgestautes Abwasser auf, die Säule begann zu kolmatieren. Die Sickerate sank stark ab und war nur von der Höhe der Kolmationsschicht abhängig. Diese 2. Phase wurde als „offen“ mit Überstau bezeichnet. Ab dem 9. Monat wurde die Säule oben mit einem

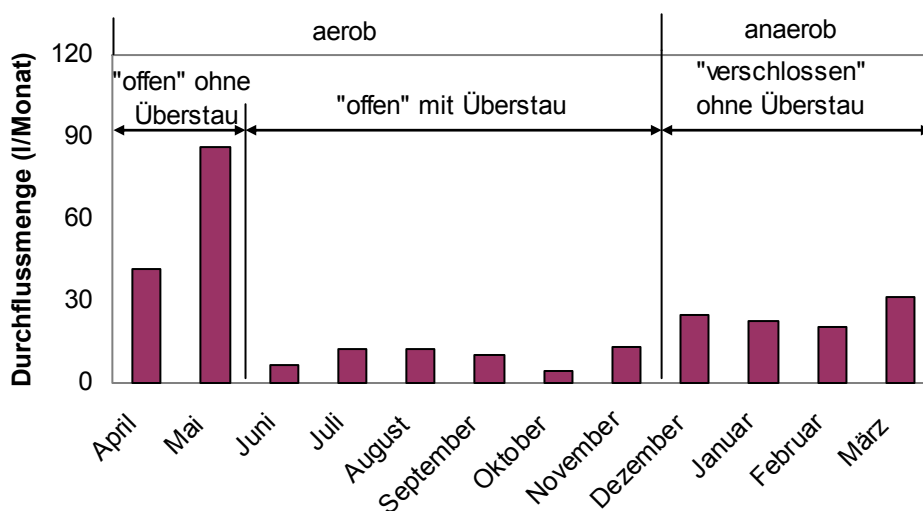


Abbildung 4.1.9: Durchflussmenge von Abwasser durch die segmentierte, oben offene Säule während eines Jahres Betriebszeit (Säulenlänge: 5 x 25 cm)

Gummistopfen verschlossen. Durch die ständige Beschickung der Säule unter Zuhilfenahme des Drucks der in der Säule entstandenen Gase wurde Abwasser in die Kolmationsschicht gepresst. Das Gas im Säulenkopf bewirkte auch den Eintritt des aufgestauten Abwassers in die Kolmationsschicht. In dieser als „verschlossen“ ohne Überstau bezeichneten Phase trat in der Säule kein Rückstau mehr auf und die Durchflussmenge hing wieder allein von der Pumpengeschwindigkeit ab.

4.2 Umsetzungen der Inhaltsstoffe des Abwassers im Sandboden

Die Bodenstruktur kann die Inhaltsstoffe des Abwassers insbesondere die Partikelkonzentration durch physikalische und chemische Reaktionen (Siebung, Filtration etc.) reduzieren. Die Mikroorganismen im Boden und in aus undichten Kanälen versickerndem Abwasser können Schmutzstoffe aus dem Abwasser als Nährstoffquelle nutzen, vermehren sich dabei und bauen dadurch diese Substanzen ab. Das in den Versuchen verwendete kommunale Abwasser aus der Kläranlage Neureut wurde auf diese Weise in den Bodensäulen mit Sandfüllung teilweise gereinigt.

4.2.1 Änderungen der organischen Stoffe und des Stickstoffs

4.2.1.1 Änderungen des CSB von Abwasser in der Anfangsphase der

Versickerung durch eine Sandsäule

Um den Sand gleichmäßig in die Säulen zu füllen, wurde dieser vor dem Befüllen mit Leitungswasser nass gemacht. Nach dem Aufbau der Versuchsanlage und nach der Befüllung mit Sand wurde zunächst Leitungswasser mit einer Pumpe in die Säule geleitet, die Anlage auf Dichtigkeit geprüft und der Sand mit 1 l/d Sickermenge gespült. Nach einem Tag wurde das Leitungswasser durch kommunales Abwasser ersetzt. Von Anfang an wurden die Wasserproben aus verschiedenen Tiefen (25 cm, 50 cm, 75 cm, 100 cm, 125 cm) entnommen und analysiert. Damit konnte die Geschwindigkeit des Abbaues der Kontamination ermittelt werden. In Abbildung 4.2.1.1 sind die Ergebnisse der CSB-Änderungen nach einer Sickerstrecke von 25 cm und 125 cm in der Anfangsphase dargestellt. Die Proben $t = 0$ stammten von versickertem Leitungswasser. Der CSB lag bei 12 mg/l (25 cm) bzw. 13 mg/l (125 cm). Mit der Betriebszeit nahm der CSB nach 25 cm Sickerstrecke zu. Nach 4 Stunden kam das Abwasser im Ablauf nach den ersten 25 cm an und der CSB stieg auf 29 mg/l an. Nach der Sickerstrecke von 125 cm wurde die Zunahme des CSB erst nach dem Messpunkt $t =$

28 Stunden nachgewiesen. Bei der konstanten CSB-Konzentration des Zulaufs erreichte die CSB-Abbauleistung in den ersten 25 cm nach 28 Stunden ein Plateau. Ab der 32. Stunde war der CSB im Ablauf nach 25 und 125 cm Sickerstrecke gleich hoch. Der im Abwasser enthaltene biologisch abbaubare CSB wurde in den ersten 25 cm abgebaut, in der anschließenden Sickerstrecke von 25 bis 125 cm wurde der CSB scheinbar nicht weiter abgebaut.

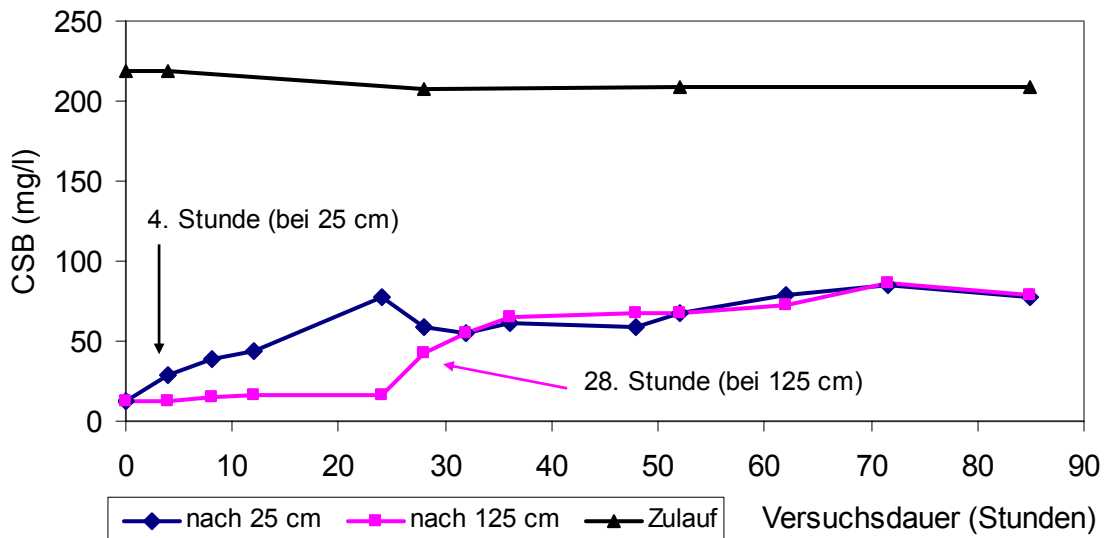


Abbildung 4.2.1.1: CSB-Zunahme in der Anfangsphase des Betriebes der segmentierten Säule nach einer Sickerstrecke von 25 cm bzw. 125 cm (Säule oben offen, ohne Überstau, Durchflussrate: 1 l/d)

4.2.1.2 Änderungen der Abwasserinhaltsstoffe nach einer Sickerstrecke von 125 cm

Abbildung 4.2.1.2 zeigt die CSB-Änderung des Abwassers und des Sickerwassers (innen und außen) nach 125 cm Sickerstrecke. Hierfür wurden die Daten von einem Jahr ausgewählt. Die CSB-Konzentrationen des kommunalen Abwassers schwankten stark zwischen 126 mg/l und 1140 mg/l. Im Februar, März, April, Juni (teilweise) und November lagen die CSB-Konzentrationen mit unter 500 mg/l im niedrigen Bereich. In den übrigen Monaten betrug der CSB mehr als 500 mg/l. Im Zeitraum zwischen Ende Juni und Ende Oktober machte sich die Trockenperiode mit einem Durchschnittswert für den CSB von 756 mg/l bemerkbar, wovon 47,6 % (396 mg/l) aus suspendierten Feststoffen bestanden. Von Februar bis April reichte die Regenperiode. Der Mittelwert des CSB lag bei 280 mg/l, davon 33 % in suspendierten Feststoffen (93 mg/l). Daraus ist ersichtlich, dass das kommunale Abwasser mit niedrigen CSB-Konzentrationen weniger suspendierte organische Substanzen enthielt. Wahrscheinlich

kann dies auf die Verdünnung durch Regenwasser in der Regenperiode und eine stärkere Zerfaserung beim Transport durch den Abwasserkanal zurückgeführt werden.

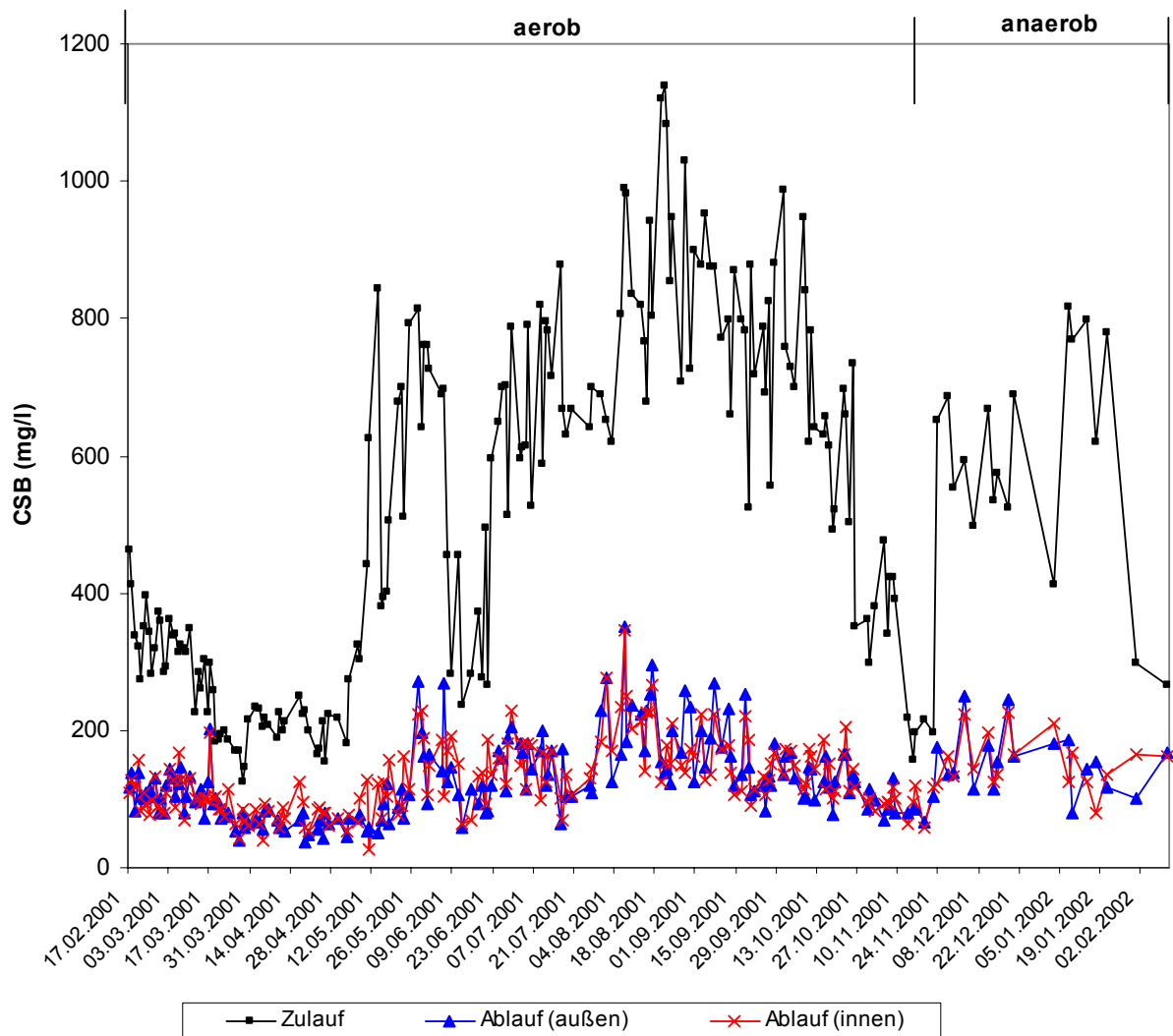


Abbildung 4.2.1.2: Änderungen des CSB in Zulauf und Ablauf der unsegmentierten Säule (Randzone und Zentralzone) (Säulenlänge: 125 cm, ab 22.11.01 geschlossen)

Die Proben des Sickerwassers wurden für den zentralen und peripheren Bereich getrennt gesammelt und analysiert. Der CSB des zentralen Bereichs (Ablauf_{innen}) wie auch des peripheren Bereichs (Ablauf_{außen}) änderte sich in Abhängigkeit von den CSB-Konzentrationen des Abwassers. Im Vergleich zum kommunalen Abwasser (Zulauf) waren die CSB-Werte der beiden Sickerwässer (Abläufe) relativ stabil. Üblicherweise wurden die CSB-Konzentrationen von weniger als 200 mg/l in den Abläufen gemessen. Nur bei sehr hohen CSB-Konzentrationen des Abwassers (≥ 800 mg/l im Sommer, 600 mg/l im Winter) fanden sich auch CSB-Konzentrationen über 200 mg/l im Ablauf der Säule. In der Regel nahm der CSB im inneren

und äußeren Ablauf gleichmäßig zu oder ab. Die Änderungen waren dabei abhängig von den Zulauf-Konzentrationen.

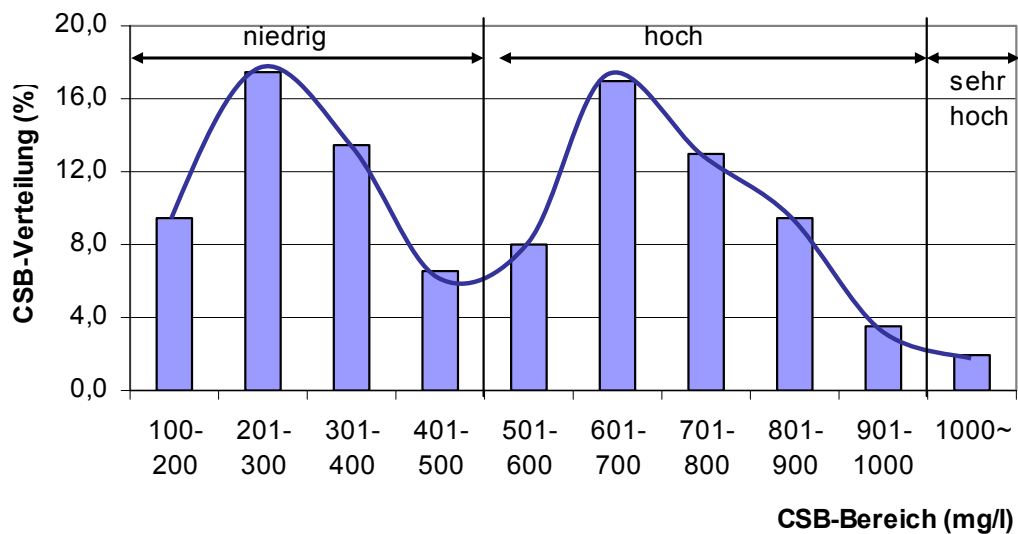


Abbildung 4.2.1.3: Verteilung der CSB-Konzentrationen des Zulaufs einer unsegmentierten Säule für einen Zeitraum von einem Jahr (Säulenlänge: 125 cm)

Die Verteilung der CSB-Konzentrationen des Zulaufs (Abwasser) und in den Abläufen (Sickerwässer) sind in Abbildung 4.2.1.3 und 4.2.1.4 dargestellt. Aus Abbildung 4.2.1.3 ist deutlich zu sehen, dass die CSB-Verteilung des Abwassers sich in drei Bereiche unterteilen lässt. Bis 500 mg/l erstreckte sich die Zone niedrigen CSBs, die 47 % des gesamten CSBs ausmachte. Zwischen 501 und 1000 mg/l fand sich die Zone hohen CSBs mit 51 % gesamten CSBs. Der Anteil der Zone mit sehr hohen CSB-Werten über 1000 mg/l betrug nur 2 % des

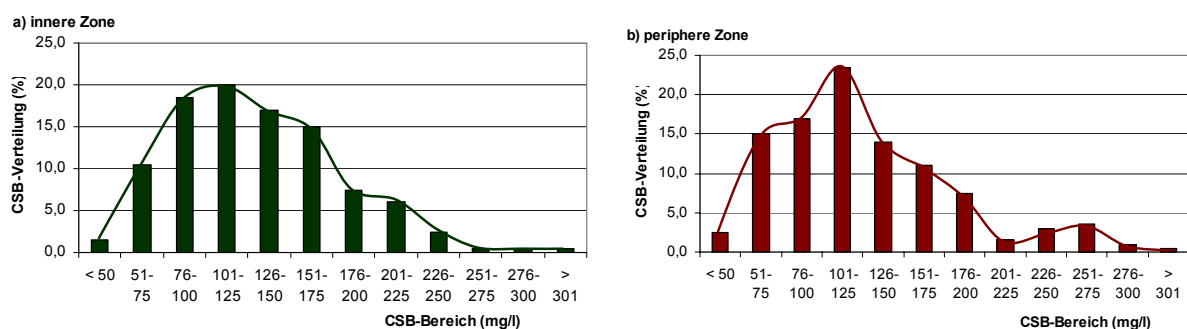


Abbildung 4.2.1.4: Verteilung der CSB-Konzentrationen des Ablaufs einer unsegmentierten Säule in einem Jahr (Säulenlänge: 125 cm, ab 22.11.01 geschlossen)

gesamten CSBs. Die CSB-Verteilung in den inneren und äußeren Abläufen der Sandsäule zeigte eine typische Verteilungskurve (Abbildung 4.2.1.4). Obwohl der Datenbereich zwischen 36 und 350 mg/l lag, konzentrierten sich die Messdaten im Bereich von 51-175 mg/l was 81 %

in der inneren und 80,5 % in der peripheren Zone entsprach. Die meisten Werte der CSB-Konzentration des Ablaufs lagen zwischen 101-125 mg/l. Die Verteilungskurven weisen somit darauf hin, dass die CSB-Konzentrationen in den Sickerwässern über einen weiten Bereich schwankten.

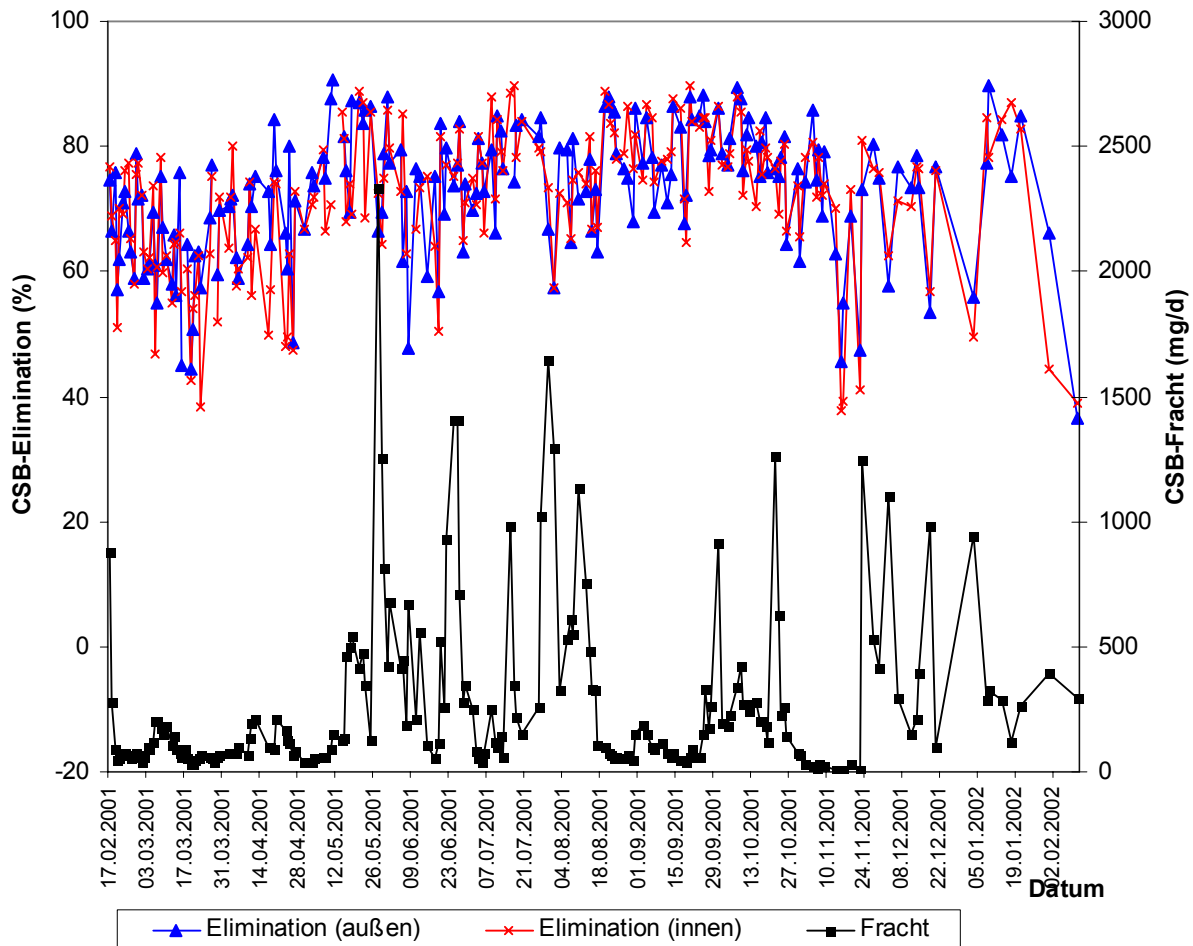


Abbildung 4.2.1.5: CSB-Eliminationen (%) und CSB-Fracht des Zulaufs einer Säule (Säulenlänge: 125 cm, ab 22.11.01 geschlossen)

Die CSB-Fracht sowie die CSB-Elimination des eingeleiteten Abwassers nach Versickerung des Abwassers durch eine 125 cm lange Sandsäule sind in Abbildung 4.2.1.5 dargestellt. Die CSB-Elimination im inneren und äußeren Sickerwasseranteil lag zwischen 37,0 % und 89,8 %, die CSB-Fracht zwischen 30 und maximal 2336 mg/d. Die Werte der CSB-Elimination wie auch der zugeführten Fracht schwankten dabei über einen weiten Bereich. Ungewöhnlich war es dabei, dass die Abnahme des CSB im Säulenauslauf nicht direkt abhängig von der aufgetragenen CSB-Fracht war. Die niedrigen Eliminationswerte (zum Teil unter 40 %) fanden sich nicht etwa bei hohen, sondern bei niedrigen zugeführten CSB-Frachten in verdünntem Abwasser im März, November und Februar. Auch zeigten sich die hohen Eliminationswerte nur bei relativ niedrigen CSB-Belastungen und nicht bei deren Tiefstwerten. Aus

Durchschnittswerten jeweils über 3 Monate kann dies abgelesen werden (Tabelle 4.2.1.1). Vom 1. bis zum 3. Monat betrug die CSB-Elimination des aufgetragenen Abwassers im Durchlauf des Sandsäulenzentrums im Mittel 62% (innen) und in der Sandsäulenperipherie einschließlich der Glaswand 64 % (außen), wobei die CSB-Fracht jeweils nur bei 108 mg/d lag. Zwischen dem 4. und dem 6. Monat stieg die durchschnittliche Elimination auf 72 % (innen) bzw. 74 % (außen), aber die CSB-Belastung der Sandsäule war mit durchschnittlich 524 mg/d um das ca. 5-fache höher als zuvor. In den sich anschließenden 3 Monaten (7. - 9. Monaten) betrug die

Tabelle: 4.2.1.1: Mittelwerte der CSB-Eliminierung einer unsegmentierten Säule im Zeitraum von jeweils drei Monaten (Säulenlänge: 125 cm)

Zeitraum (Monat)	1.-3.	4.-6.	7.-9.	10.-12.
Eliminierung _{innen} (%)	61,7	72,4	76,5	70,7
Eliminierung _{außen} (%)	64,4	73,7	76,9	71,4
Fracht (mg/d)	108	524	166	464
Zulauf (mg/l)	280	637	677	596

Elimination sowohl innen als auch außen am Säulenrand ca. 77 % und die CSB-Fracht war mit durchschnittlich 166 mg/d wieder sehr niedrig. Zwischen dem 10. und 12. Monat stieg die CSB-Fracht wieder auf hohe Werte an, aber die CSB-Elimination verringerte sich auf ca. 71%. Daraus wurde geschlossen, dass die CSB-Abbauleistung von den Konzentrationen des zugeleiteten Abwassers im Bereich der Durchflussrate von unter 2340 ml/d abhing (Abbildung 4.2.1.5).

Als wichtiger Parameter sind die zeitlichen Änderungen des Ammoniumgehalts in Abbildung 4.2.1.6 dargestellt. Wie der CSB unterlag auch der Ammoniumstickstoff im Abwasser mit Werten zwischen 6,6 und 47,3 mg/l großen Schwankungen. Nach 125 cm Sickerstrecke hatten sich durch den Abbau des Ammoniums die Konzentrationen deutlich verringert. Nach dem Verschließen der Säule wurde Ammonium-N abgebaut. Insgesamt gab es nur geringe Unterschiede zwischen der Ammonium-N-Konzentration in der zentralen und peripheren Zone. Der Grund für eine unterschiedliche Abbauleistung kann auf die CSB- und Ammonium-N-Fracht des zugeleiteten Abwassers zurückgeführt werden (Abbildung 4.2.1.7). Der Abbau des Ammonium-N war wahrscheinlich abhängig von beiden Frachten. Bei limitierter Sauerstoffverfügbarkeit in der Sandsäule inhibierte der CSB-Abbau den Ammonium-N-Abbau. Der hohe Ammonium-N-Gehalt im Abwasser konnte wegen Sauerstoffmangel nicht

vollständig nitrifiziert werden (Überschuss an $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$). Da bei erhöhter CSB-Belastung die Ammonium-N-Belastung ebenfalls hoch war, wirkten wohl beide Faktoren gleichzeitig. Die Ammonium-N-Konzentration des Abwassers blieb meist unter 42 mg/l. Der CSB-Abbau spielte durch die höheren Umsatzraten der beteiligten Mikroorganismen die wichtigere Rolle.

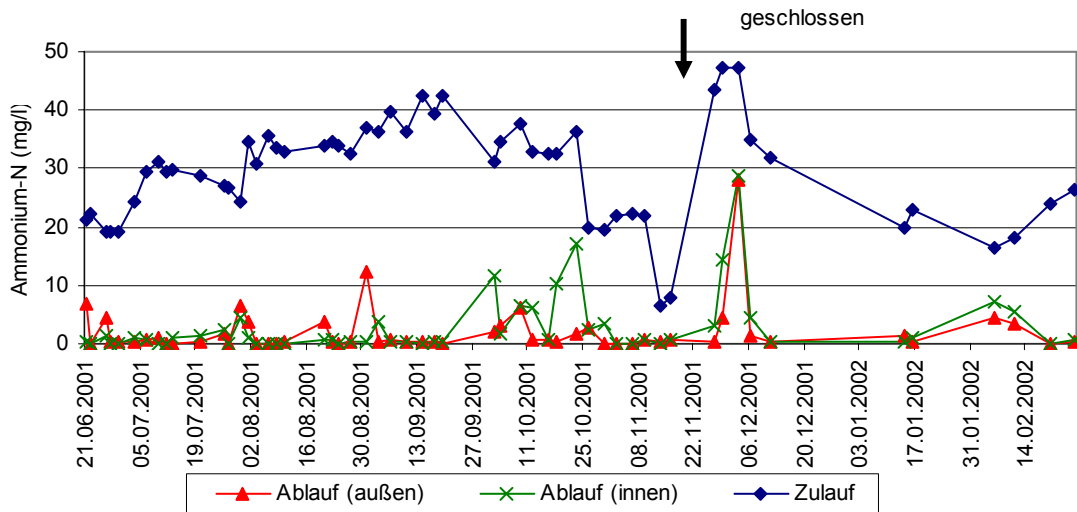


Abbildung 4.2.1.6: Zeitliche Ammonium-N-Änderungen nach einer Sickerstrecke von 125 cm Säule (ab 22.11.01 geschlossen)

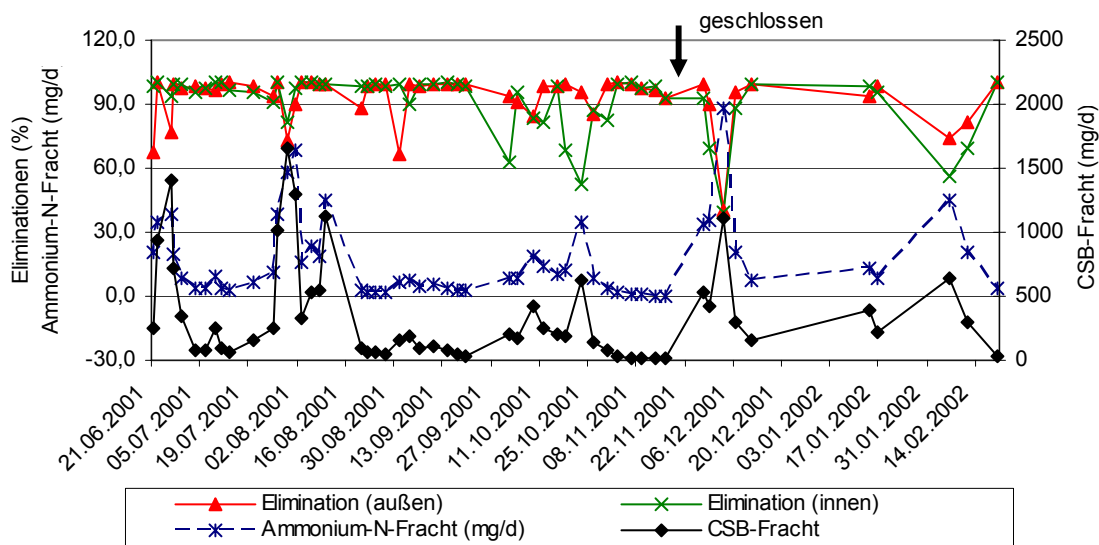


Abbildung 4.2.1.7: Eliminationen von Ammonium-N- und CSB-Fracht nach einer Sickerstrecke von 125 cm Säule (ab 22.11.01 geschlossen)

Der TKN (Gesamter Kjeldahl-Stickstoff) im gleichen Zeitraum änderte sich nach der Sickerstrecke von 125 cm von 46,1 mg/l im Abwasser auf 16,8 mg/l im Sickerwasser, was einer Reduktion von ca. 63 % entsprach (Abbildung 4.2.1.8). Diese Reduktion war überwiegend auf die Abnahme des Ammoniumgehaltes (26,3 mg/l) zurückzuführen.

Organischer Stickstoff wurde nur um 3,0 mg/l abgebaut. Der reduzierte TKN konnte aus dem bei der Nitrifikation und der Denitrifikation umgesetzten Stickstoff abgeschätzt werden. Die Ammoniumionen wurden teilweise zu Nitrat und Nitrit oxidiert und Nitrat und Nitrit weiter zu Stickstoff denitrifiziert.

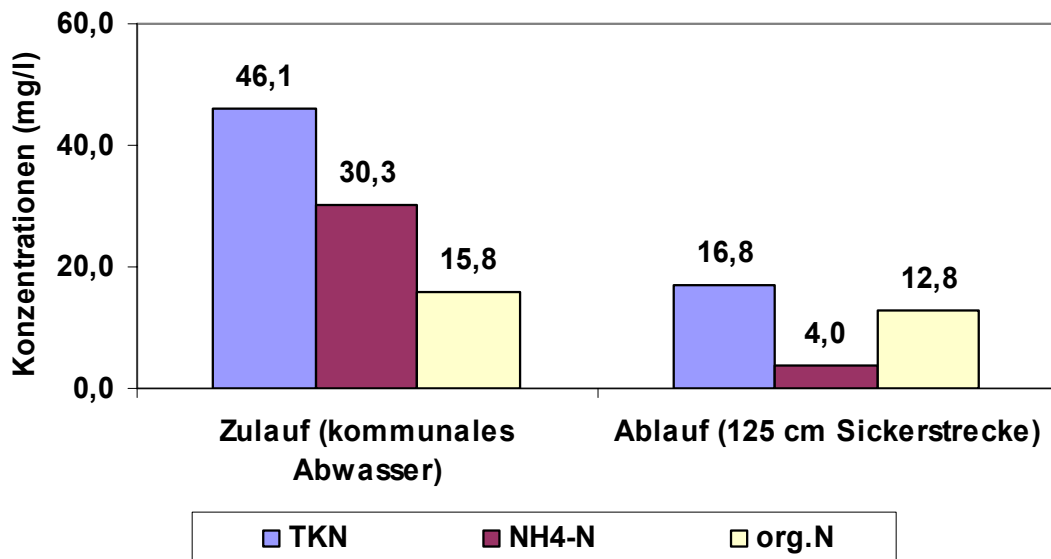


Abbildung 4.2.1.8: Mittelwerte der TKN-,NH₄-N- und organischen Stickstoff-Änderungen in einer 125 cm langen Sandsäule

Die durchschnittliche Eliminierung einer Abwassercharge unter anaeroben Betriebsbedingungen der Sandsäule ist in Tabelle 4.2.1.2 dargestellt. Der CSB_{gesamt} nach 125 cm Sickerstrecke wurde von 525 auf 136 mg/l reduziert, wovon 60 % aus dem Abbau des gelösten CSB stammte. Die restlichen 40 % wurden in der Säule zunächst zurückgehalten, danach aber teilweise zu gelöstem CSB hydrolysiert.

Tabelle: 4.2.1.2: Mittelwerte der Elimination des CSB_{gesamt}, CSB_{gelöst}, DOC und SAK in einer unsegmentierten Säule in den ersten 20 Monaten (Säulenlänge: 125 cm, anaerober Betrieb)

	Zulauf (mg/l)	Ablauf (mg/l)	Elimination (%)
CSB _{gesamt}	525	136	74,1
CSB _{gelöst}	370	136	63,2
DOC	68,6	6,4	90,7
SAK *	56,4	20,7	63,3

* Einheit des SAK: m⁻¹

Die Elimination des CSB war niedriger als die des DOC (gelöster organischer Kohlenstoff), aber höher als die des SAK₂₅₄ (aromatische Verbindungen).

4.2.1.3 Umsetzungen der Abwasserinhaltsstoffe nach verschiedenen Sickerstrecken bis maximal 125 cm in einer Sandsäule

In Tabelle 4.2.1.2 ist die Reduktion des gesamten und des Anteils des gelösten CSB nach einer Sickerstrecke von 125 cm dargestellt. Um die Frage zu beantworten, zu welchen Veränderungen es im Abwasser während 125 cm Sickerstrecke kommt, wurde eine segmentierte Säule verwendet, die aus fünf Teilsäulen von jeweils 25 cm Länge bestand. Auf diese Weise konnten Sickerwasserproben in 25 cm, 50 cm, 75 cm, 100 cm und 125 cm Tiefe entnommen werden.

Die zeitlichen Änderungen des CSB nach unterschiedlicher Sickerstrecke sind in Abbildung 4.2.1.9 dargestellt. Bei den Daten handelt es sich um durchschnittliche, über jeweils zwei Wochen gemittelte Werte wechselnder Abwasserchargen. Die CSB-Konzentrationen des

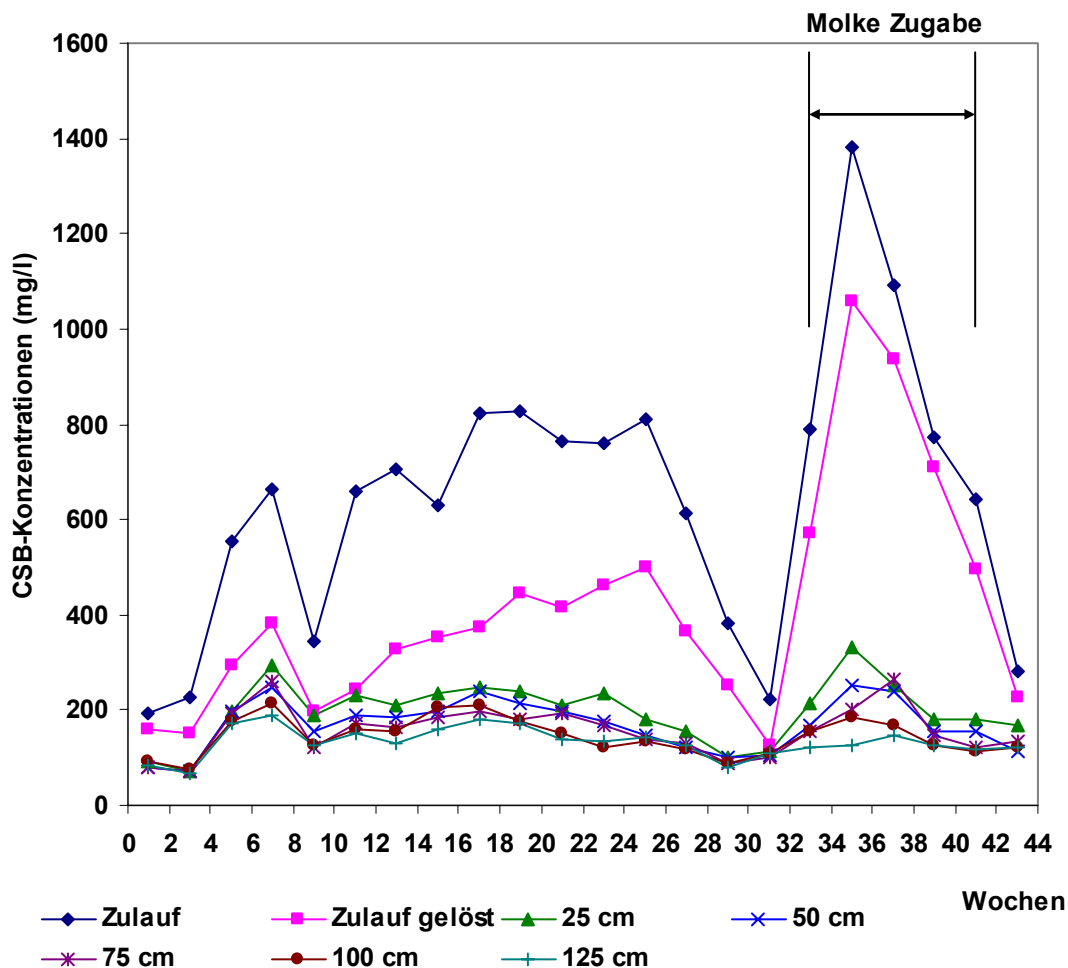


Abbildung 4.2.1.9: CSB-Änderungen nach verschiedenen Sickerstrecken innerhalb von 43 Wochen

Abwassers schwankten dabei zwischen 200 und 1000 mg/l. Der gelöste Anteil des CSB des Abwassers machte etwa 60 % aus. Ab der 33. Woche wurde Molke ins Abwasser hinzugegeben und der gelöste Anteil des CSB so auf 76 % bis 91 % erhöht. Der gesamte CSB des Abwassers wurde schon nach 25 cm Sickerstrecke in der ersten Teilsäule stark reduziert durch das Rückhalten der Schwebstoffe in der Schlammschicht auf der Oberfläche und den Abbau löslicher organischer Stoffe bei sowohl den hohen als auch den niedrigen CSB-Konzentrationen des Abwassers. Bei den niedrigen CSB-Konzentrationen war der CSB der Sickerwässer von jeder Teilsäule sehr niedrig (z.B. 1., 3. und 31. Woche). Bei den hohen Konzentrationen des Abwassers wurde der CSB wesentlich in der ersten Teilsäule von 0-25 cm reduziert. Bei der Versickerung von mit Molke im löslichen CSB-Anteil aufkonzentrierten Abwasser war der CSB bis zum Erreichen der unteren Teilsäule (100-125 cm Sickerstrecke) auch abgebaut (z.B. 35. Woche). In den darüberliegenden Säulenabschnitten war der CSB-Abbau nicht abgeschlossen.

Die Mittelwerte von CSB, DOC und SAK₂₅₄ innerhalb von 17 Wochen (65.-81. Woche) in den 5 Abschnitten einer segmentierten Säule sind in Abbildung 4.2.1.10 dargestellt. 71 % des gesamten CSB wurden in den ersten 25 cm Sickerstrecke reduziert. Zwischen 25 cm und 125cm Sickerstrecke wurde der CSB nur um ca. 10 % weiter abgebaut, und die restlichen 19 %

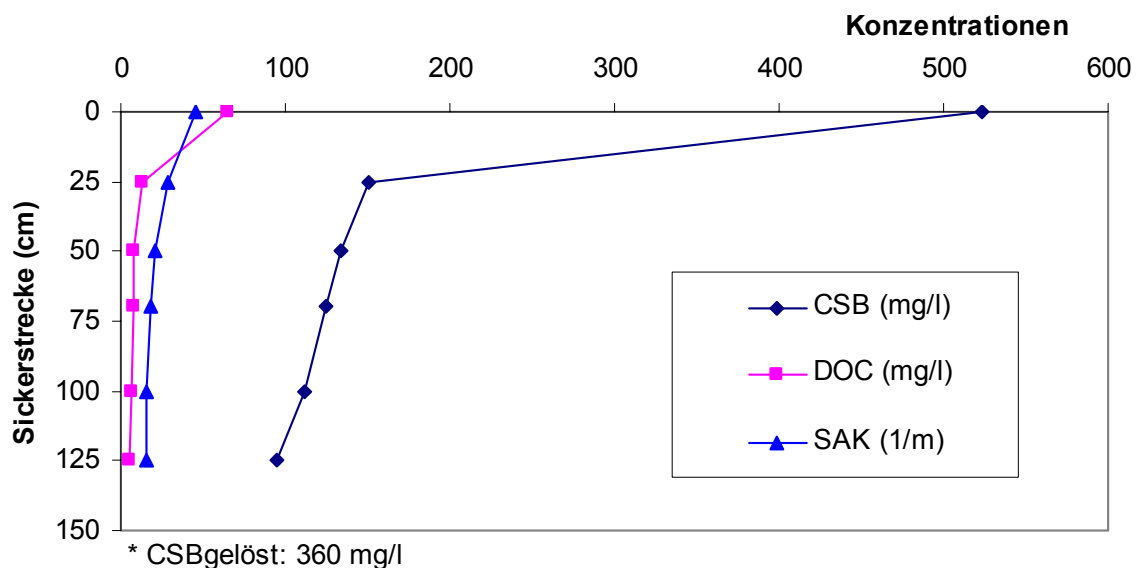


Abbildung 4.2.1.10: CSB-, DOC- und SAK-Abnahme mit zunehmender Sickerstrecke in der 125 cm Sandsäule innerhalb von 17 Wochen (Durchflussrate: 800 ml/d)

fanden sich als schwer bzw. nicht biologisch abbaubare CSB-Fracht im Sickerwasser. Nimmt man den gesamten abgebauten CSB nach 125 cm Sickerweg als 100 %, so machte der CSB-

Abbau in den ersten 25 cm (Schlammschicht plus Sandschicht) 87,7 % aus. Der DOC des Abwassers wurde ebenfalls zum großen Teil in den ersten 25 cm Sickerstrecke eliminiert und zwar von 65,2 mg/l bis auf 12,5 mg/l, was ca. 80 % Elimination entsprach. In den folgenden 100 cm Sickerstrecke betrug die Abbauleistung nur noch 10 %. Der SAK_{254} wurde in den ersten 25 cm Sickerstrecke nur zu 36 % abgebaut oder zurückgehalten und damit viel weniger als CSB und DOC. In den folgenden 100 cm Sickerstrecke wurde der SAK_{254} noch um 30 % verringert, was einer höheren Abbaurrate als bei CSB und DOC entsprach. Die Reduktion des SAK_{254} ist deutlich abhängig von der Länge des Sickerwegs. Die gesamte CSB-, DOC- und SAK_{254} -Abbauleistung in der segmentierten Säule lag bei 81,8 %, 91,3 % bzw. 66,2 %.

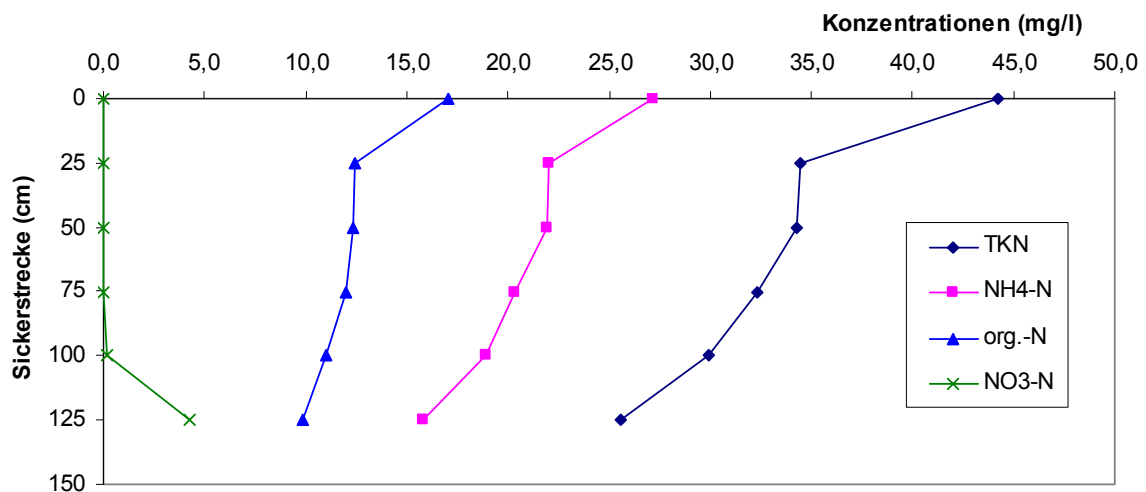


Abbildung 4.2.1.11: N-Änderungen im Sickerwasser nach verschiedenen Sickerstrecken in der 125 cm Sandsäule innerhalb von 17 Wochen (Durchflussrate: 800 ml/d)

Die Mittelwerte von Stickstoffverbindungen im versickernden Abwasser nach verschiedenen Sickerstrecken innerhalb der ersten 17 Wochen sind in Abbildung 4.2.1.11 dargestellt. Der TKN wurde in den ersten 25 cm Sickerstrecke von 44,4 mg/l auf 33,4 mg/l reduziert (Abbildung 4.2.1.11). Die reduzierte Menge von 11,0 mg/l ist auf den abgebauten NH_4 -Stickstoff von 5,8 mg/l und den Abbau des organischen Stickstoffs von 5,2 mg/l zurückzuführen. Der Abbau des organischen Stickstoffs kann Ammoniak frei setzen, welcher wiederum die Konzentration von Ammonium erhöht. Trotzdem nahm der NH_4 -N nach 25 cm Sickerstrecke von 27,2 mg/l auf 22,0 mg/l ab. Nitrat war nicht nachweisbar. Der in der Kalkulation fehlende Stickstoff wurde zu gasförmigem Stickstoff (N_2 , N_2O ,...) umgesetzt (s. Kapitel 2.3.3, Abbildung 2.2). Entlang der Sickerstrecke von 25 – 50 cm wurde der TKN nur wenig reduziert. Von 50 – 125 cm Sickerstrecke nahm der TKN um weitere 7,7 mg/l ab, davon

6,1 mg/l aus dem Ammonium-Abbau. Organischer Stickstoff wurde nur zu 2,6 mg/l verringert. Im Ablauf der Teilsäule von 75 cm bis 100 cm war Nitrat mit 0,2 mg/l nachweisbar. Nach 125 cm Sickerstrecke betrug der Nitratgehalt 4,2 mg/l. Die Nitrifizierung wurde durch Sauerstoffzutritt vom Säulenende her ermöglicht, da das Abwasser die Säule ohne Rückstau im offenen Auslauf verließ.

Die Ergebnisse von Miriam Paul zeigten, dass das Rückhaltevermögen der ersten Säule (0-25 cm) für Denitrifizierer, die Stickstoff durch Denitrifikation zu gasförmigen N_2 umsetzen, 91,7% betrug. In den Abläufen der Teilsäulen von 0-25, 25-50, 50-75 und 100-125 cm wurden auch nitrifizierende Bakterien nachgewiesen (Paul, 2002).

Die Ergebnisse zeigten, dass nach einer Sickerstrecke von 25 cm CSB, DOC und TKN weitgehend eliminiert waren. In den tieferen Zonen von 25-125 cm wurden die organischen Stoffe und die aromatischen Verbindungen nur wenig mehr abgebaut. Ammoniumoxidation fand über die ganze Sickerstrecke von 0-125 cm statt.

4.2.1.4 Umsetzungen der Abwasserinhaltsstoffe im Sandboden bei verlängerter Sickerstrecke von 2 x 1,25 m

Der Abstand zwischen der Sohle von Abwasserkanälen und dem Grundwasserspiegel beträgt in der Rheinebene normalerweise 1 – 4 Meter. Die Reduktion der Abwasserinhaltsstoffe innerhalb der Sickerstrecke von 1,25 m wurde durch die zuvor beschriebenen Untersuchungen ermittelt. Um die Frage zu beantworten, wie sich das Rückhaltevermögen bzw. der Abbau der Schadstoffe bei längerer Sickerstrecke änderte, wurden zwei 1,25 m lange Sandsäulen hintereinander geschaltet (s. Kapitel 3.2.1.2). Das kommunale Abwasser wurde zuerst mit Hilfe einer Pumpe in die erste Säule geleitet. Mit dem Sickerwasser aus der ersten Säule wurde die zweite Säule gespeist. Proben des eingeleiteten Abwassers in die erste Säule und der Sickerwässer von den beiden Säulen wurde entnommen und analysiert.

Typische zeitliche Änderungen des CSB sind in Abbildung 4.2.1.12 dargestellt. Die CSB-Konzentrationen des Säulenzulaufes von kommunalem Abwasser lagen zwischen 258 und 971 mg/l. In den angegebenen Zeitraum fielen sowohl Regen- als auch Trockenperioden. Die CSB-Konzentration des Abwassers nach 2,50 m Sickerstrecke war niedriger als nach 1,25 m. Bei hohen CSB-Konzentrationen des aufgetragenen Abwassers lag die zusätzliche CSB-Eliminationsleistung von 1,25 m bis 2,50 m Sickerstrecke bei 6,3 % (21. Woche) und 5,0 % (38.- 40. Woche).

Um die CSB-, DOC- und SAK-Eliminationen zu vergleichen sind die durchschnittlichen Werte für denselben Zeitraum (65.-81. Woche) in Abbildung 4.2.1.13 dargestellt. Der gesamte CSB

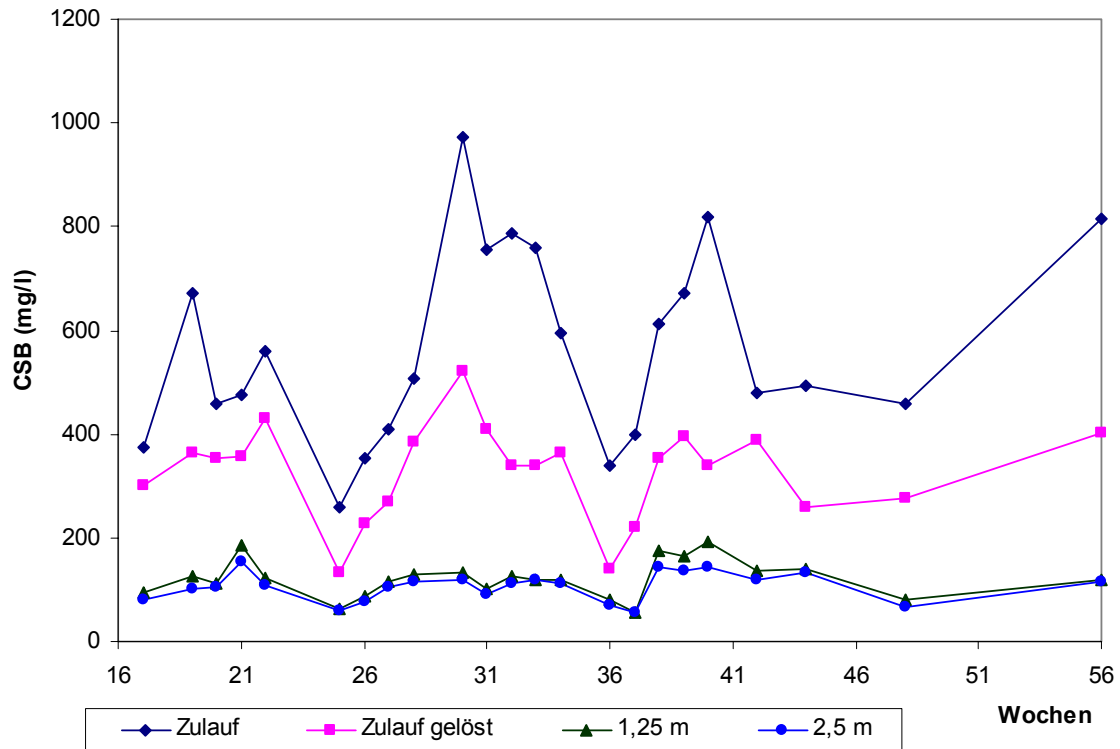


Abbildung 4.2.1.12: Änderungen des CSB des Abwassers und des Sickerwassers bei der verlängerten Sickerstrecke von 2 x 125 cm (Säule geschlossen, Durchflussrate: 800 ml/d)

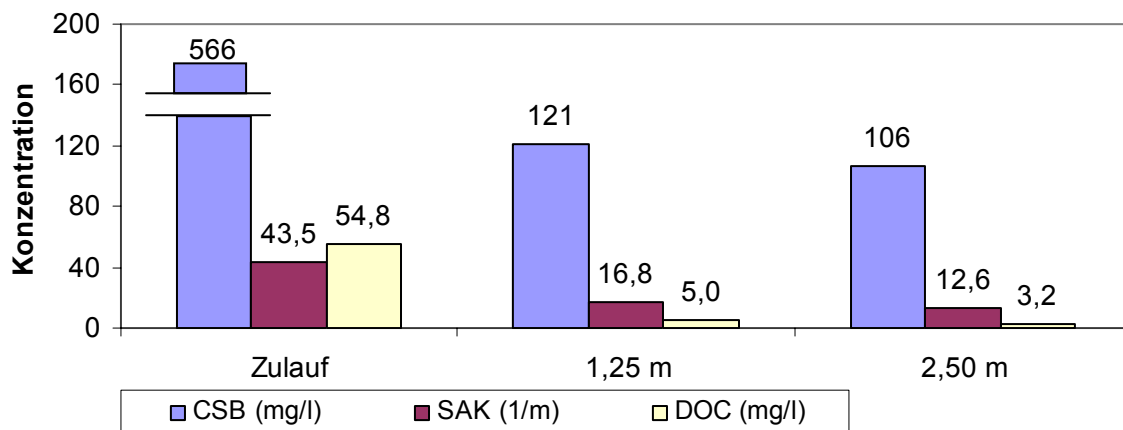


Abbildung 4.2.1.13: Mittelwerte des CSB, SAK₂₅₄ und DOC des Zu- und Ablaufes von Sandsäulen im Zeitraum von 9 Monaten (Säulenlänge: 2 x 125 cm, geschlossen, Durchflussrate: 800 ml/d)

des Abwassers betrug 568 mg/l, wovon 447 mg/l (78,7 %) in den ersten 1,25 m, aber nur 15 mg/l (2,6 %) zwischen 1,25–2,50 m abgebaut wurden. Als biologisch leicht abbaubare organische Fraktion wurde der DOC in den ersten 1,25 m Sickerstrecke schon um 90,9 % abgebaut und in den weiteren 1,25 m nur noch um 5,8 % eliminiert. Als schwer abbaubare Stoffe nahm der SAK_{254} in der ersten und der zweiten 1,25 m Sandsäule von $26,7 \text{ m}^{-1}$ (61,4 %) auf $4,2 \text{ m}^{-1}$ (weitere 9,7 %) ab. Der verlängerte Sickerweg im Boden begünstigte die Eliminierung des SAK_{254} .

Die Änderungen der organischen Stoffe bei einer verlängerten Sickerstrecke sind auf die verlängerte Kontaktzeit mit den Mikroorganismen des Biofilms zurückzuführen. Es gibt eine große Anzahl von Mikroorganismen in den ersten 1,25 m Sandsäule, insbesondere in der Kolmationsschicht, während die zweite Säule keine Kolmationsschicht und weniger Mikroorganismen, d.h. nur einen dünnen Biofilm auf den Sandkörnern enthielt (Tabelle 4.2.1.3). Die biologisch leicht abbaubaren organischen Stoffe des Abwassers wurden in der

Tabelle 4.2.1.3: Aerobe und anaerobe GKZ in der verlängerten Sandsäule (2 x 125 cm) (geschlossen, Durchflussrate: 800 ml/d) (Einheit: log GKZ/g TS-Boden)

	Schicht	Aerobe GKZ	Anaerobe GKZ
1. Säule 0-125 cm	Schlammsschicht	7,00E+06	6,80E+05
	0-5 cm	4,28E+07	4,00E+05
	50-57 cm	1,50E+06	4,60E+04
	110-125 cm	9,30E+05	4,10E+04
2. Säule 125-250 cm	Schlammsschicht	-	-
	0-5 cm	5,50E+05	1,60E+05
	50-57 cm	1,90E+04	1,40E+04
	110-125 cm	1,40E+04	6,70E+03

ersten Säule eliminiert. Das in die nächste 1,25 m Sandsäule übergeleitete Abwasser enthielt keine biologisch leicht abbaubaren Stoffe mehr, sondern nur noch schwer bzw. nicht abbaubare Stoffe. Deswegen nahm die Eliminierung der organischen Stoffe bei verlängerter Sickerstrecke von 1,25 m bis 2,50 m nur noch verhältnismäßig wenig zu.

Die Daten für den Stickstoff im Abwasser und im Sickerwasser in demselben Zeitraum sind in Abbildung 4.2.1.14 gezeigt. Organischer Stickstoff wurde etwa zu einem Drittel in den ersten 1,25 m Sickerstrecke abgebaut. Der $\text{NH}_4\text{-N}$ nahm in den ersten 1,25 m Sickerstrecke sehr stark von 29,1 mg/l bis auf 4,2 mg/l ab. Unter Berücksichtigung der Umsetzung von organischen Stickstoff-Verbindungen (die zur Bildung von $\text{NH}_4\text{-N}$ führten) wurden insgesamt 32,7 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ umgesetzt. $\text{NH}_4\text{-N}$ wurde durch Nitrifikation, Denitrifikation und anaerobe

Ammonium-Oxidation zu Nitrit, Nitrat und gasförmigem Stickstoff umgewandelt. Aus dem restlichen Nitrit und Nitrat von 7,6 mg/l im Sickerwasser kann man berechnen, dass der Stickstoffverlust 25,2 mg/l betrug. Der von den Mikroorganismen „verstoffwechselte“ Anteil war gering und wurde nicht berücksichtigt.

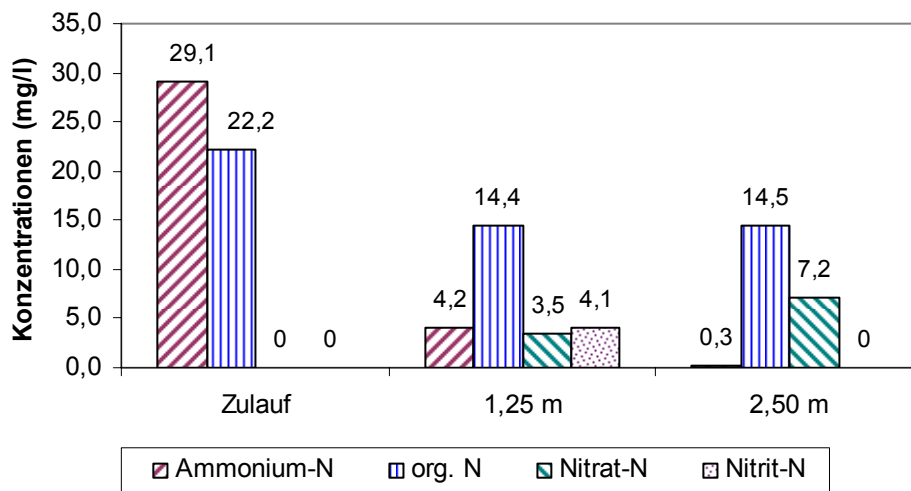


Abbildung 4.2.1.14: Mittelwerte des Stickstoffs im Abwasser des Zulaufes und nach verlängerter Sickerstrecke von 2,50 m für einen Zeitraum von 9 Monaten (Säulenlänge: 2 x 125 cm, geschlossen, Durchflussrate: 800 ml/d)

Von 1,25 m bis 2,50 m Sickerstrecke änderten sich die Gehalte an organisch gebundenem Stickstoff kaum. Ammoniumionen wurden weiter abgebaut bis auf 0,3 mg/l im Sickerwasser nach 2,50 m. Nitrit war nicht mehr nachweisbar, da es teilweise zu Nitrat oxidiert oder zusammen mit Ammoniumionen über den Prozess von Anammox zu gasförmigem Stickstoff umgesetzt wurde. Nitrat nahm um 3,7 mg/l bis auf 7,2 mg/l zu. Durch undichte Abwasserkanäle kann das im wässrigen Medium gelöste Nitrat ins Grundwasser gelangen und es verunreinigen.

Durch die in den ersten 1,25 m stattfindenden biologischen Abbaureaktionen wurden biologisch leicht abbaubare organische Stoffe inklusive der organischen Stickstoff-Verbindungen abgebaut. Deshalb war die weitere Eliminierung von CSB und des organischen Stickstoffs bei verlängerter Sickerstrecke von 2,5 m nur gering. Schwer oder langsam abbaubare organische Stoffe wurden wegen der verlängerten Kontaktzeit mit dem Biofilm bei verlängertem Sickerweg stärker eliminiert. Durch den abnehmenden Gehalt an organischen Substraten im Sickerwasser war mehr Sauerstoff für die Nitrifikation verfügbar. Die Bildung von gasförmigem Stickstoff setzte sich bei verlängertem Sickerweg weiter fort und beruhte auf Denitrifikation oder anaerober Ammoniumoxidation (Anammox).

4.2.1.5 Stoffliche Umsetzungen in der Kolmationsschicht auf der Oberfläche der Sandsäule

Das für die Untersuchungen verwendete kommunale Abwasser enthielt neben gelösten Substanzen auch organische und anorganische suspendierte Partikel verschiedener Größe, an die zum Teil auch Mikroorganismen gebunden waren. Durch die lange Beschickung einer Sandsäule mit diesem Abwasser wurde eine Kolmationsschicht auf der Sandoberfläche durch Sieb-, Filter- und Adsorptionsprozesse ausgebildet. Mit zunehmender Betriebszeit nahm deren Schichtdicke zu. Dadurch wurden die suspendierten Partikel des Abwassers besser zurückgehalten. Gleichzeitig wurden die „älteren Anteile“ der Kolmationsschicht zunehmend durch Hydrolyse gelöst und abgebaut. Der geringe nicht biologisch abbaubare gelöste Teil sickerte durch die Säule hindurch und war dann im Ablauf der Säule nachweisbar (An *et al.*, 2004). In der Realität wurde dieser Anteil in das Grundwasser ausgewaschen.

Wie schon in Kapitel 4.2.1.3 ausgeführt betrug die CSB-Elimination in der ersten Teilsäule (0-25 cm) 71 %. Diese erste Teilsäule enthielt nach 12 Monaten Betriebszeit eine Kolmationsschicht von ca. 2 cm auf der Sandschicht von 25 cm (Abbildung 4.2.1.15(a)). Um die Frage zu beantworten, welche Rolle diese Kolmationsschicht beim Abbau organischer Stoffe spielt, wurden die folgenden Untersuchungen durchgeführt.

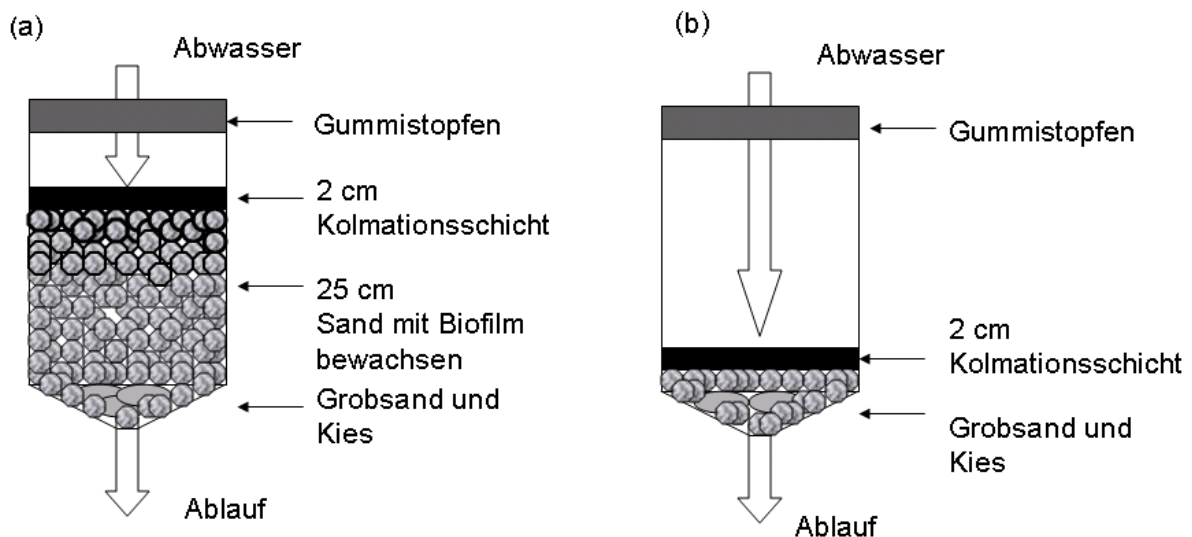


Abbildung 4.2.1.15: 25 cm - Sandsäule mit Kolmationsschicht (a) und Glassäule mit ausschließlich der Kolmationsschicht auf Kies- und Grobsand-Trägerschicht (b)

Für den Versuch wurde eine zweite Säule mit denselben Abmessungen wie die oben beschrieben nur mit der Kolmationsschicht (Abbildung 4.2.1.15 (b)) auf Kies und Grobsand als Trägerschicht gefüllt. Die 2 cm dicke Kolmationsschicht war von dunkelgrauer bis schwarzer

Farbe. Die darunter liegende Sandschicht war anfänglich gelb und schwärzte sich durch Anreicherung mit Mikroorganismen (Biofilm) und Fällungsprodukten (Schwermetallsulfide) immer mehr.

Der CSB_{gesamt} des Abwassers für beide Säulen betrug 449 mg/l und war nach Versickerung durch 2 cm Kolmationsschicht auf 248 mg/l reduziert. Durch die sich anschließende Sandschicht mit Biofilm in der Säule (a) (Abb. 4.2.1.15 a) nahm der CSB weiter auf 172 mg/l ab (Abbildung 4.2.1.16). In der Kolmationsschicht wurden damit 44 % des CSB_{gesamt} eliminiert. Die CSB-Elimination wurde dann für den gelösten und partikulären CSB getrennt betrachtet. Der partikuläre CSB des Abwassers betrug 181 mg/l. Nach der Kolmationsschicht konnte noch ein $CSB_{\text{suspendiert}}$ von 38 mg/l nachgewiesen werden, im Sickerwasser nach 25 cm Sandschicht fand sich ein $CSB_{\text{suspendiert}}$ von 18 mg/l (Tabelle 4.2.1.4). Die Kolmationsschicht war zwar dünn, besaß aber eine gute Filtrationseigenschaft. Der gelöste CSB wurde in der Kolmationsschicht und in der Sandschicht abgebaut. Die Abbauleistung hing von der Menge der Mikroorganismen und der Retentionszeit ab. Die Kolmationsschicht wies eine sehr hohe Zahl an Mikroorganismen auf (An, 2004 und Gallert, 2001), doch die Retentionszeit des Abwassers betrug nur 3,6 Stunden. Die Sandschicht mit Biofilm hatte eine geringere Gesamtkeimzahl aber das Abwasser hatte eine viel längere Aufenthaltszeit von 14,7 Stunden in dieser Schicht (s. Kapitel 4.6.2 und 4.6.3). Der DOC des Abwassers von 35,5 mg/l wurde in der Kolmationsschicht auf 26,7 und in der Sandschicht auf 11,4 mg/l verringert. Die Abbauleistung in der Kolmationsschicht betrug 14,8 % und in der 25 cm biofilmbewachsenen Sandschicht 43,1 %. Durch die Überlagerung von Hydrolysereaktionen der Partikel im Abwasser und in der Kolmationsschicht konnte für diese Schicht keine DOC-Elimination ermittelt werden. Der SAK_{254} nahm in der Kolmationsschicht und in der Sandschicht von $40,8 \text{ m}^{-1}$ im Abwasser auf $31,9$ bzw. $21,7 \text{ m}^{-1}$ ab, was Umsatzraten von 21,8 % bzw. 25 % entspricht.

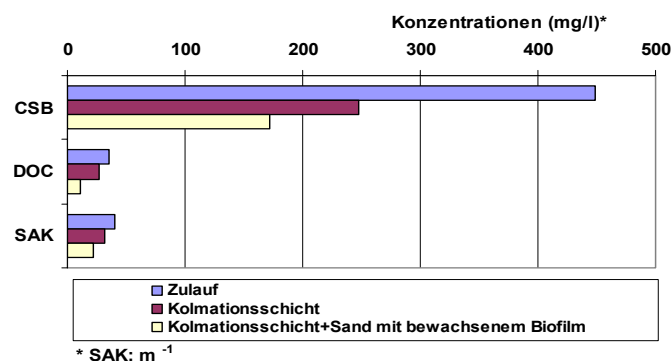


Abbildung 4.2.1.16: Änderungen des CSB, DOC und SAK in der Säule mit Kolmationsschicht und Kolmationsschicht plus Sandschicht (25 cm) (Durchflussrate: 800 ml/d)

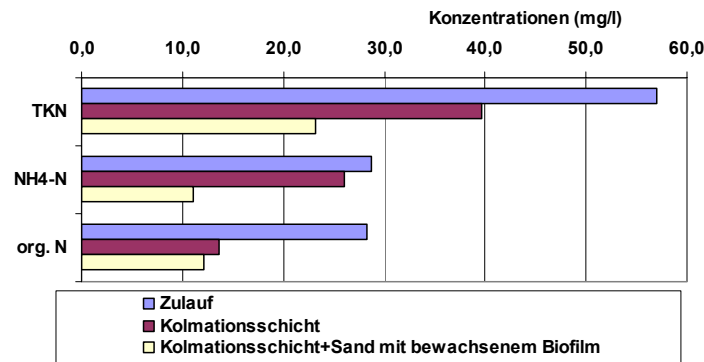


Abbildung 4.2.1.17: N-Änderungen in der Säule mit Kolmationsschicht und mit Kolmationsschicht plus Biofilm bewachsener Sandschicht (25 cm) (Durchflussrate: 800 ml/d)

Tabelle 4.2.1.4: CSB-Mittelwerte des gelösten und suspendierten Anteils des Abwassers nach Versickerung durch die Kolmationsschicht und durch eine 25 cm Sandsäule mit Kolmationsschicht

	Zulauf	Ablauf _{Kolmation}	Ablauf _{Kolmation+25 cm Sand}
CSB _{gesamt} (mg/l)	449	248	172
CSB _{gelöst} (mg/l)	268	210	154
CSB _{suspendiert} (mg/l)	181	38	18

Der TKN wurde in der Kolmationsschicht um 17,3 mg/l und in der Sandschicht um weitere 16,6 mg/l reduziert (Abbildung 4.2.1.17). Der Abbau des Ammoniumgehalts und der organischen Stickstoffverbindungen nahm unterschiedliche Werte ein. In der Kolmationsschicht wurden 14,7 mg/l der organischen Stickstoffverbindungen primär zu Ammoniak umgesetzt. Die zu erwartende NH₄-N-Zunahme war aber nicht zu beobachten, sondern der NH₄-N-Gehalt nahm von 28,7 mg/l auf 26,1 mg/l ab. Insgesamt müssen daher 17,3 mg/l Ammoniak abgebaut worden sein. In der Sandschicht hingegen wurden nur 1,5 mg/l organische Stickstoffverbindungen zu NH₄-N umgesetzt. Insgesamt wurden 26,1 - 11,0 + 1,5 = 16,6 mg/l NH₄-N abgebaut. Nitrat und Nitrit wurde in den Sickerwässern von beiden für die Untersuchung verwendeten Sandsäulen nicht nachgewiesen. Der fehlende NH₄-N-Gehalt wurde durch Nitrifikation mit anschließender Denitrifikation zu schließlich gasförmigem Stickstoff umgesetzt.

Daraus wurde abgeleitet, dass die Kolmationsschicht für den Rückhalt des suspendierten Anteils des Abwassers und für die weitere Hydrolyse von Partikeln eine große Bedeutung hatte. Der Abbau des organischen Stickstoffs fand auch in der Kolmationsschicht statt. Für den Abbau der gelösten organischen Stoffe (gelöster CSB, SAK und DOC), die Nitrifikation und die Denitrifikation waren sowohl die Kolmationsschicht als auch die Sandschicht wichtig.

4.2.1.6 Elimination von Partikeln verschiedener Größe aus kommunalem Abwasser nach 125 cm Sickerstrecke

Die Ergebnisse der Bestimmung des gesamten und löslichen CSB zeigten, dass etwa die Hälfte der organischen Stoffe des kommunalen Abwassers in Form von Partikeln vorlag. Um die Frage zu beantworten wie sich der Gehalt an Partikeln verschiedener Größe bei der Versickerung durch die Bodensäule mit einer Länge von 125 cm änderte wurde die folgende Untersuchung durchgeführt.

Die Proben des Abwassers und Sickerwassers einer 125 cm langen Sandsäule wurden fraktioniert filtriert. Die folgenden Filter wurden ausgewählt: Porengröße 0,45 µm, 1,0 µm, 5,0 µm und 40 µm. Die Fraktion kleiner als 0,45 µm findet man im gelösten Anteil des Abwassers, die Fraktion größer 40 µm stellen die absetzbaren Partikel dar. Die Partikel zwischen 0,45-40 µm gehören zu den Kolloiden und setzen sich nicht oder nur langsam ab (Tabelle 4.2.1.5).

Tabelle 4.2.1.5:
Abwasserfraktionen nach
Partikelgröße

< 0,45 µm	Gelöster Anteil
0,45 - 5,0 µm	Kleine Partikel
5,0 - 40 µm	Grobe Partikel
> 40 µm	Absetzbare Suspension

Für die Auftrennung nach Teilchengröße wurden Membranfilter (Porengröße von 0,45 µm) oder Papierfilter (Porengröße > 0,45 µm) verwendet. Nach der Filtration des Abwassers durch unterschiedliche Filter war das Aussehen der Filtrate deutlich unterschiedlich (Abbildung 4.2.1.18). Das originale Abwasser war dunkelgelb und trüb und wurde nach Filtration durch einen 40 µm-Filter ein wenig heller, blieb aber trüb. Nach Filtration durch einen Filter mit der Porengröße 5,0 µm war die Probe nur noch gering gefärbt und wenig trüb. Nach der Filtration durch Filter mit 1,0 und 0,45 µm Porenweite waren die Lösungen schon farblos und klar. Die Proben des Sickerwassers nach 125 cm Sickerstrecke waren alle farblos und klar. Die durchschnittlichen Werte des CSB, DOC, SAK, TKN und NH₄-N des Abwassers und Sickerwassers einer 125 cm langen Sandsäule für die gelöste Fraktion, die verschiedenen Partikelfraktionen und das Gesamtabwasser über einen Zeitraum von zwei Wochen (eine Abwasser-Charge) sind in Tabelle 4.2.1.6 dargestellt. Da die DOC-, SAK- und NH₄-N-Bestimmung nur mit dem gelösten Anteil der Probe durchgeführt werden konnte, waren die Messwerte von derselben Probe für alle Filterdurchgänge gleich. Der DOC des Abwassers wurde um 86,4 % von 59,7 mg/l bis auf 8,1 mg/l nach 125 cm Sickerstrecke eliminiert. Der SAK und der NH₄-N um 53,7 % und 37,6 % (Tabelle 4.2.1.6).

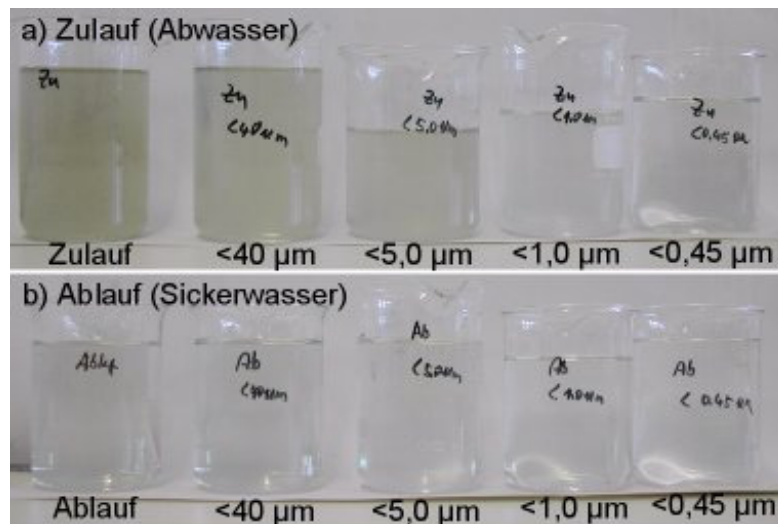


Abbildung 4.2.1.18: Aussehen vom Abwasser und Sickerwasser nach Filtration mit verschiedenen Ausschussgrößen

Tabelle 4.2.1.6 Parameter der verschiedenen Filter-Fractionen des Abwassers und des Sickerwassers der Sandsäule (Einheit: mg/l)

Abwasserfraktion (μm)		< 0,45	< 1,0	< 5,0	< 40	Originales Abwasser
Abwasser aus Neureut	CSB	301	329	360	397	524
	SAK*	40,2	40,2	40,2	40,2	40,2
	DOC	59,7	59,7	59,7	59,7	59,7
	TKN	46,1	47,2	48,8	50,7	55,3
	NH ₄ -N	33,5	33,5	33,5	33,5	33,5
Sickerwasser aus der 125 cm Sandsäule	CSB	109	109	114	119	125
	SAK*	18,6	18,6	18,6	18,6	18,6
	DOC	8,1	8,1	8,1	8,1	8,1
	TKN	29,8	29,4	29,2	30,7	30,1
	NH ₄ -N	20,9	20,9	20,9	20,9	20,9

* SAK-Einheit: m^{-1}

Der CSB des Abwassers lag bei 524 mg/l, wovon 301 mg/l auf den gelösten Anteil entfielen und 127 mg/l absetzbare Partikel waren. Nach der Versickerung durch die Sandsäule sank der CSB_{gesamt} auf 125 mg/l ab, wovon 109 mg/l gelöster Anteil und 10 mg/l Partikel zwischen 0,45 und 40 μm waren. Der TKN des Abwassers betrug 55,3 mg/l, wovon 46,1 mg/l gelöst und 9,2 mg/l partikulär waren. Der TKN des Sickerwassers lag fast ausschließlich in gelöster Form vor. In Tabelle 4.2.1.7 sind die Prozente von CSB und TKN in der Suspension, den Feinpartikeln und dem gelösten Anteil angegeben. Der größere Anteil der ungelösten CSB-Fraktion fand sich

in der Fraktion 5,0-40 μm . Dieser wurde zu ca. 75 % in der Säule eliminiert. Die kleinpartikuläre Fraktion (0,45-5,0 μm) nahm 11,2 % des CSB ein und wurde um zwei Drittel reduziert. Der gelöste CSB stieg somit auf 87,4 %. Der ungelöste TKN lag zu 11,8 % in der Suspension und zu 4,8 % in den kleinen Partikeln vor. In der Säule wurde er fast um 100 % reduziert. Die dicke Kolmationsschicht und die mit Biofilm bewachsene obere Sandschicht hielten die Partikelfraktion durch physikalische Prozesse wie z.B. Siebung, Filtration, Adsorption, usw. gut zurück und ermöglichten so auch langsame biologische Reaktionen, die zu ihrer Hydrolyse und ihrem Abbau führten.

Tabelle 4.2.1.7: CSB-Verteilung (%) in verschiedenen Fraktionen des kommunalen Abwassers und im Sickerwasser einer 125 cm-Sandsäule

Parameter	Partikelgröße (μm)	Original-Probe	Großpartikel (5,0-40 μm)	Feinpartikel (0,45-5,0 μm)	Gelöster Anteil < 0,45 μm
CSB	Abwasser	100%	31,3%	11,2%	57,5%
	Sickerwasser	100%	8,8%	3,7%	87,4%
TKN	Abwasser	100%	11,8%	4,8%	83,4%
	Sickerwasser	100%	-	-	99,0%

4.2.1.7 Maximale Abbauleistung der 5 Teilsäulen einer segmentierten Sandsäule mit 5 x 25 cm Sickerstrecke

Die segmentierte Säule setzte sich aus fünf nacheinander geschalteten Teilsäulen (je 25 cm lang) zusammen. Im Normalbetrieb war der Ablauf der vorangegangenen Säule zugleich der Zulauf der folgenden Säule (siehe Kapitel 3, Abbildung 3.3-c). Die Tabelle 4.2.1.8 zeigt die

Tabelle 4.2.1.8: Elimination der organischen Stoffe und des Stickstoffs in den einzelnen Teilsäulen (5 x 25 cm) (Durchflussrate: 800 ml/d)

	Zulauf	S5 (0-25 cm)	S4 (25-50 cm)	S3 (50-75 cm)	S2 (75-100 cm)	S1 (100-125 cm)
DOC (mg/l)	65,2	52,7	4,1	1,1	1,0	0,5
SAK (m^{-1})	45,5	16,6	8,0	2,2	2,5	0,9
Organischer N (mg/l)	17,0	4,6	0,1	0,3	1,0	1,2
Verlorener N (mg/l)		9,8	0,2	1,9	2,2	0,3

typischen Ergebnisse von abgebautem DOC, SAK, organischem und entwichenem Stickstoff in den einzelnen Säulen. Die höchsten Eliminationsraten fanden sich in der ersten Teilsäule. Die unteren Sandschichten (25-125 cm) schienen eine niedrigere Abbauleistung zu haben. Da der Zulauf der einzelnen Säulen nicht gleich war, konnte die maximale Abbauleistung jeder Teilsäule nicht verglichen werden. Um dies zu ermöglichen wurden in den folgenden Untersuchungen Rohabwasser auf jede einzelne Teilsäule gegeben (Abbildung 4.2.1.19) und die Elimination analysiert. Dies ermöglichte einen Vergleich der jeweiligen maximalen Abbauleistung der Teilsäulen.

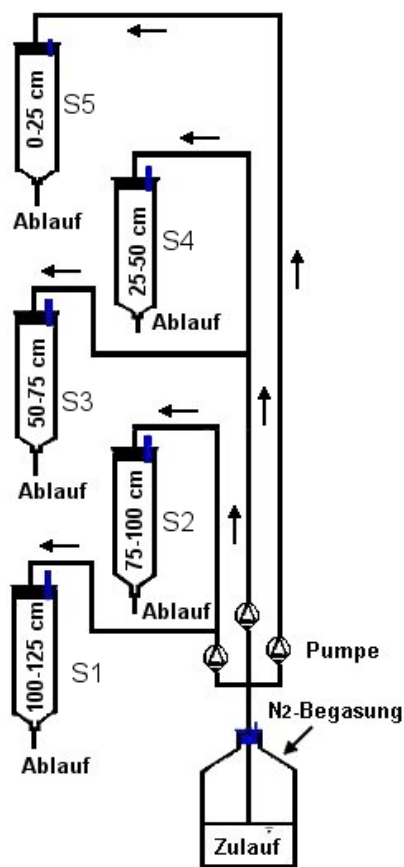


Abbildung 4.2.1.19: Schema der Versuchsanlage

Für die Teilsäule S5 (0-25 cm Sickerstrecke) schwankte der CSB des Sickerwassers in einem Bereich zwischen 130 und 230 mg/l (Abbildung 4.2.1.20). In der Teilsäule S4 (25-50 cm) wurde der CSB fast gleich gut reduziert wie in der Säule S5, obwohl die Elimination in den ersten 24 Stunden geringfügig niedriger war als in Säule S5. Die Abbauleistung des CSB in den Säulen S5 und S4 lag nach 10 Stunden Betriebszeit mit Rohabwasser bei 80-81 %. Die CSB-Konzentrationen im Sickerwasser der Säulen S3 (50-75 cm), S2 (75-100 cm) und S1 (100-125 cm) nahmen mit der direkten Einleitung des Rohabwassers von Anfang an zu. Nach 10 Stunden erreichte der CSB

Wie in Abbildung 4.2.1.19 gezeigt ist, wurde jede Teilsäule mit 800 ml/d Abwasser aus der gleichen Vorratsflasche beschickt. Die segmentierte Säule war vorher hintereinandergeschaltet 58 Monate mit einer Durchflussrate von 800 ml/d betrieben worden. Die Sickerwässer der einzelnen Säulen wurden separat in fünf Glasflaschen gesammelt. Die Proben wurden zum Zeitpunkt $t = 0, 4, 10, 21, 34, 48, 72, 97$ und 120 Stunden entnommen und analysiert. Neben den chemischen Parametern wurde auch die Gesamtkeimzahl von nacheinander geschalteten segmentierten Säulen und zwei Tage nach direkter Zugabe vom Abwasser auf jede Teilsäule untersucht. Nach fünf Tagen wurde die separate Beschickung der Teilsäulen abgebrochen und die segmentierte Säule wieder als Ganzes betrieben. Die Untersuchungsergebnisse nach direkter Zugabe des Abwassers auf die Teilsäulen sind in Abbildung 4.2.1.20-25 dargestellt.

Für die Teilsäule S5 (0-25 cm Sickerstrecke) schwankte der CSB des Sickerwassers in einem Bereich zwischen 130

seinen größten Wert von 319-338 mg/l. Die entsprechende CSB-Elimination betrug 60-63 %, und war somit um 20 % niedriger als in den Säulen S5 und S4. Nach Erreichen eines Maximalwertes nahm der CSB wieder ab. Nach 24 Stunden war der CSB des Sickerwassers in diesen drei Säulen auf 195 mg/l (S3), 221 mg/l (S2) bzw. 236 mg/l (S1) gesunken. Danach blieb der CSB stabil und in der Regel höher als im Ablauf von Säule S5 und S4. Diese Erscheinung ist auf die Dicke/Aktivität des Biofilms auf den Sandkörnern und die kürzere Retentionszeit des Abwassers zurückzuführen. Nach dem Ausbau einer segmentierten Säule wurde beobachtet, dass in S5 eine dicke Kolmationsschicht auf der Sandschicht lag und S4 eine dünne Kolmationsschicht hatte, während S3, S2 und S1 nur einen kleinen zentralen Kolmationsbereich am Auftropfpunkt besaßen. Die Gesamtkeimzahl in den Kolmationsschichten von S5, S4, S3, S2 und S1 lag bei $9,30E+07$, $3,60E+06$, $5,00E+05$, $8,70E+05$ und $7,00E+05$ KBE/g TS. Die hohe Zahl an EPS-produzierenden Mikroorganismen führte zu einem verstärkten Wasserrückhalt und zu einer längeren hydraulischen Aufenthaltszeit (siehe Kapitel 4.6.2). Durch die längere Aufenthaltszeit wurden die organischen Stoffe in den Säulen S5 und S4 stärker zurückgehalten und von den Mikroorganismen besser abgebaut. Die Säulen S3, S2 und S1 enthielten weniger Mikroorganismen (einen dünneren Biofilm) und hatten in der Anfangsphase während der ersten 10 Stunden hauptsächlich Schwebstoffe auf und in der Sandschicht zurückgehalten und nur einen kleinen Anteil des gelösten CSB vom eingeleiteten Abwasser abgebaut. Deswegen stieg der CSB im Auslauf der Säulen S3, S2 und S1 während der ersten 10 Stunden stark an. Nach 10 Stunden hatte sich auch in den Säulen S3, S2 und S1 eine höhere GKZ angesiedelt und diese konnte den CSB vermehrt abbauen. Dies hatte eine CSB-Abnahme im Sickerwasser zur Folge. Der Rückhalt der Schwebstoffe des Abwassers führte dazu, dass sich die Poren im Sickerweg verkleinerten und damit die Rückhaltekapazität anstieg. Dies wirkte sich günstig auf das Wachstum der zurückgehaltenen Bakterien aus.

Die CSB-Umsatzrate in der Sandsäule S5 und S4 (0-50 cm Sickerstrecke) war nach 10 Stunden Betriebszeit höher als in den Sandsäulen S3-S1 (50-125 cm Sickerstrecke) (Abbildung 4.2.1.21). Nach 24 Stunden blieb die CSB-Umsatzrate in jeder Teilsäule gleich. Es wurde beobachtet, dass die CSB-Umsatzrate mit abnehmender CSB-Konzentration des Zulaufs sank.

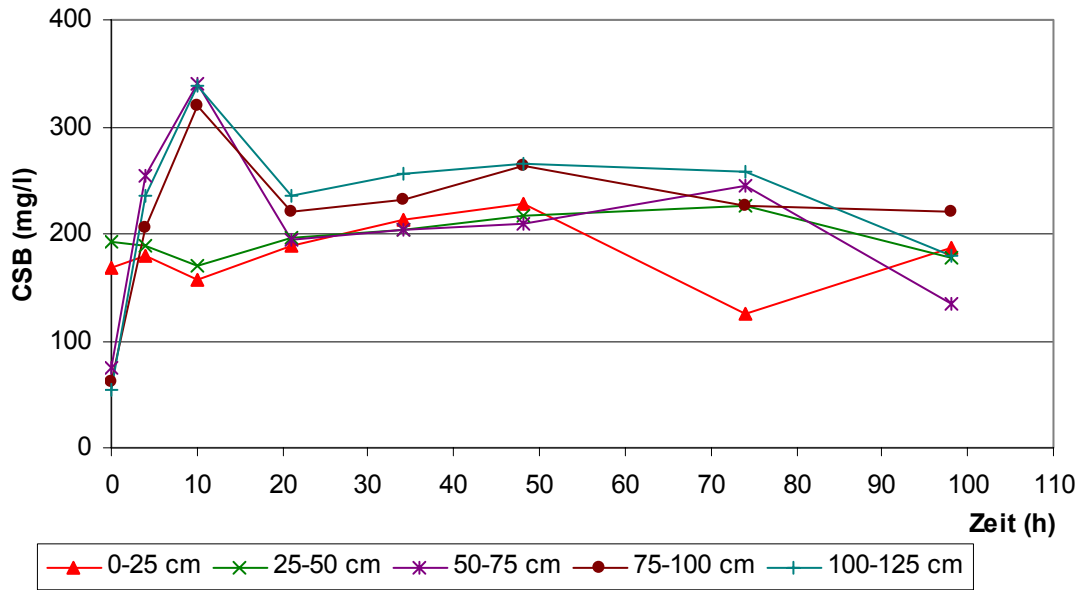


Abbildung 4.2.1.20: CSB-Änderungen in den Teilsäulen S5-S1 der segmentierten Säule bei direkter Beschickung jeder Säule mit Abwasser (Durchflussrate: 800 ml/d, Sickerstrecke jeweils 25 cm)

Die DOC-Änderungen stimmten mit dem CSB überein. Bis 10 Stunden nach direkter Zugabe von Abwasser auf jede Teilsäule nahm der DOC im Sickerwasser von S3, S2 und S1 zu und erreichte in der 10. Stunde die höchste Konzentration. Bis zur zwanzigsten Stunde nahm der DOC wieder ab und schwankte danach nur noch leicht (Abbildung 4.2.1.22).

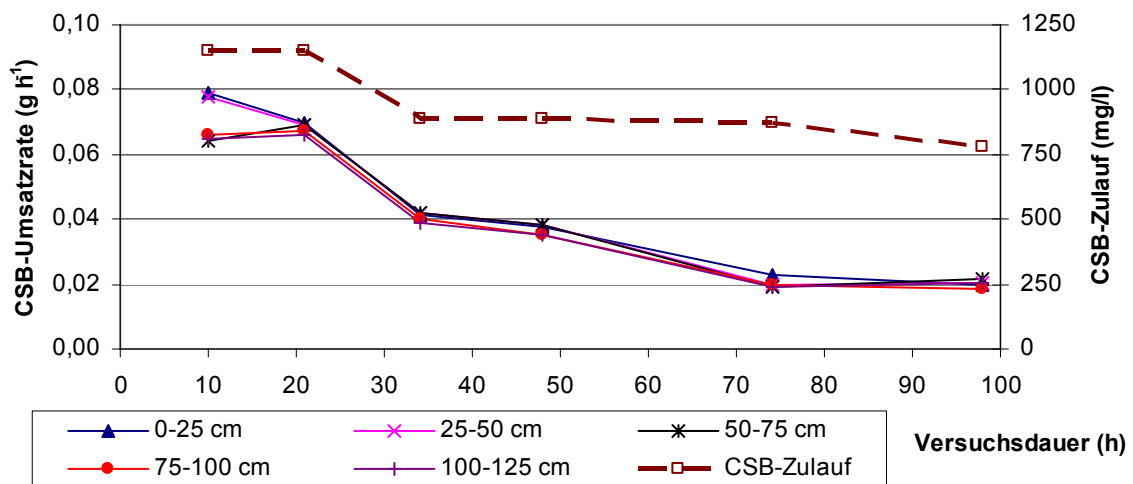


Abbildung 4.2.1.21: CSB-Umsatzrate in den Teilsäulen S5-S1 der segmentierten Säule bei direkter Beschickung jeder Säule mit Abwasser (Durchflussrate: 800 ml/d)

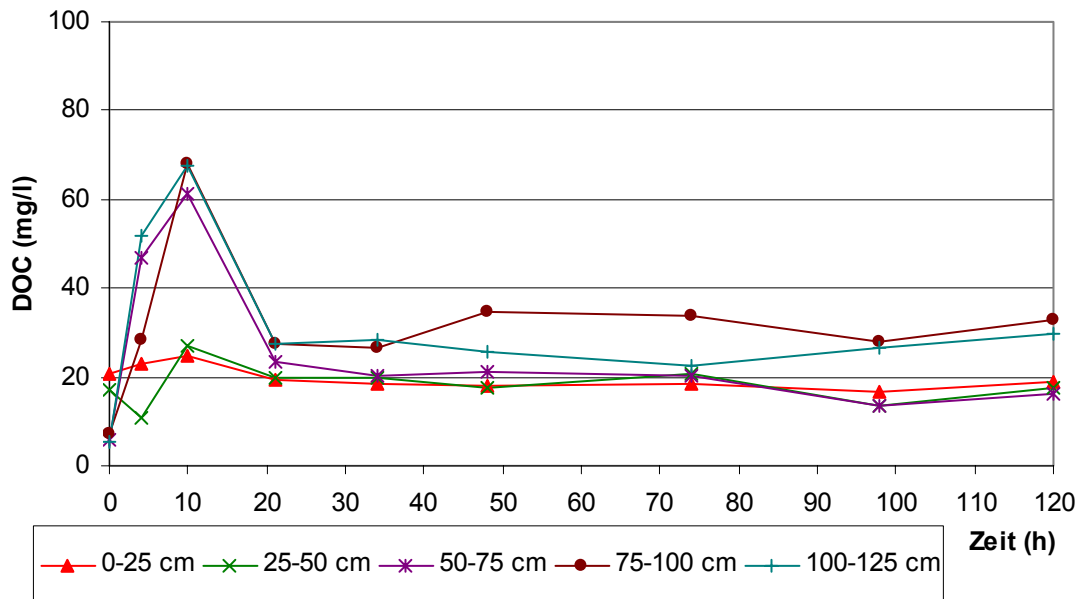


Abbildung 4.2.1.22: DOC-Änderungen in den Teilsäulen S5-S1 der segmentierten Säule bei direkter Beschickung jeder Säule mit Abwasser (Durchflussrate: 800 ml/d)

Die Eliminierung des Stickstoffs ist ein komplizierter Prozess, bei dem Ammonifikation, Nitrifikation, Denitrifikation und Anammox unterschieden werden müssen. Der eliminierte Stickstoff im Boden ist die Differenz zwischen dem Stickstoffgehalt des zugegebenen Abwassers und des Sickerwassers. Stickstoff geht als gasförmiger Stickstoff in die Bodenluft über. Er entsteht durch Denitrifikation und/oder Anammox. Der gasförmige Stickstoff entweicht später in die Atmosphäre. Wenn der durch Biomasse gezehrte Stickstoff vernachlässigt wird, lässt dies die Schlußfolgerung zu, dass der durch Denitrifikation und/oder Anammox zu N_2 umgesetzte Stickstoff „verlorener N“ ist, womit das Ausmaß der Stickstoffelimination beurteilt werden kann. In Abbildung 4.2.1.23 ist der „verlorene Stickstoff“ in der Versuchszeit dargestellt.

Im Gegensatz zum CSB und DOC nahm der Stickstoffgehalt in allen Teilsäulen von Anfang an ab. Im Vergleich zum Abbau der organischen Stoffe war die Stickstoffelimination in der Teilsäule S5 deutlich besser als in den anderen vier Teilsäulen darunter. Die Stickstoffelimination in den ersten 25 cm Sickerstrecke lag mit $\bar{\varnothing}$ 30 mg/l deutlich höher als in den folgenden Sandschichten (25-125 cm Sickerstrecke: zwischen 20 und 30 mg/l). Die denitrifizierenden Bakterien etablieren sich in den Säulen S4-S1 langsamer (20-50 h, Abb. 4.2.1.23) als die Mikroorganismen, die die organischen Stoffe abbauen (0-20 h, Abb.4.2.1.20).

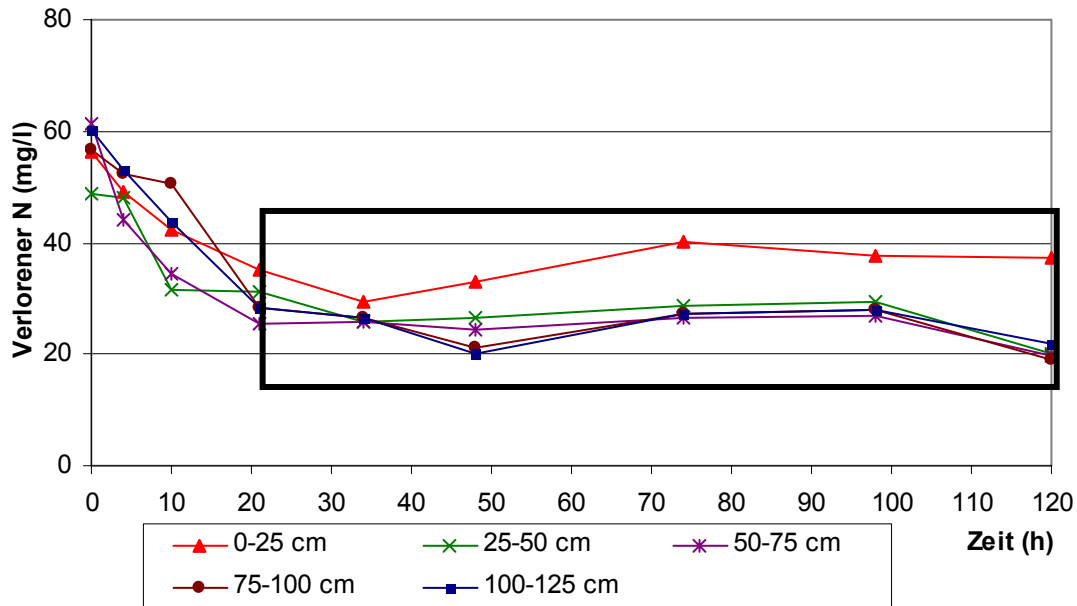


Abbildung 4.2.1.23: Änderungen des „verlorenen Stickstoffs“ in den Teilsäulen S5-S1 der segmentierten Säule bei direkter Beschickung jeder Säule mit Abwasser (Durchflussrate: 800 ml/d)

Vor, während und nach direkter Beschickung der Teilsäulen mit Abwasser wurde dieselbe Charge an Abwasser verwendet. Die Zu- und Ablaufproben für die Bestimmung der Gesamtkeimzahl wurden fünf Tage vor und zwei Tage nach Zustandswechsel von jeder Teilsäule entnommen. Für die hintereinander geschalteten Teilsäulen (S5-S1) betrug die Elimination der aeroben Bakterien (vor direkter Zugabe vom Abwasser zu den Teilsäulen) nach 25 cm Sickerstrecke 96 % (Abbildung 4.2.1.24). Mit zunehmender Tiefe nahm die Zahl der aeroben Bakterien weiter ab. Nach 125 cm Sickerstrecke verringerte sich die aerobe GKZ von 10^6 KBE/ml Rohabwasser bis auf 10^2 KBE/ml Sickerwasser. Nach direkter Zugabe von Rohabwasser auf jede Teilsäule stieg die aerobe GKZ im Sickerwasser der Teilsäulen S5-S2 auf $1,3 - 3,9 \times 10^5$ Bakterien pro ml. Da die Säule S1 (Sickerstrecke 100-125 cm) am Ende der segmentierten Säule angeordnet war, war sie die „sauberste“ aber auch am besten durchlüftete Teilsäule. Diese Säule hatte das geringste Rückhaltevermögen für die Bakterien. Deshalb war die aerobe GKZ im Sickerwasser dieser Säule 5-7 fach erhöht im Vergleich zu den anderen vier Teilsäulen. Die Änderungen der anaeroben Gesamtkeimzahl vor und nach direkter Zugabe vom Abwasser waren tendenziell ähnlich wie die der aeroben Gesamtkeimzahl (Abbildung 4.2.1.25).

Während die aerobe Gesamtkeimzahl von Bakterien nach 125 cm Sickerstrecke durch Feinsand um 10^4 - 10^5 Keime/ml abnahm, betrug die Abnahme der anaeroben Keime $< 10^4$ Keime/ml, wahrscheinlich weil sich die anaeroben Bakterien in der anaerob betriebenen Säule besser vermehren konnten. Wurde jede Teilsäule mit Rohabwasser direkt beschickt (Sickerstrecke in

allen Teilsäulen 25 cm) nahmen die aeroben Keimzahlen um den Faktor 30, die anaeroben Keimzahlen um den Faktor ~ 10 ab.

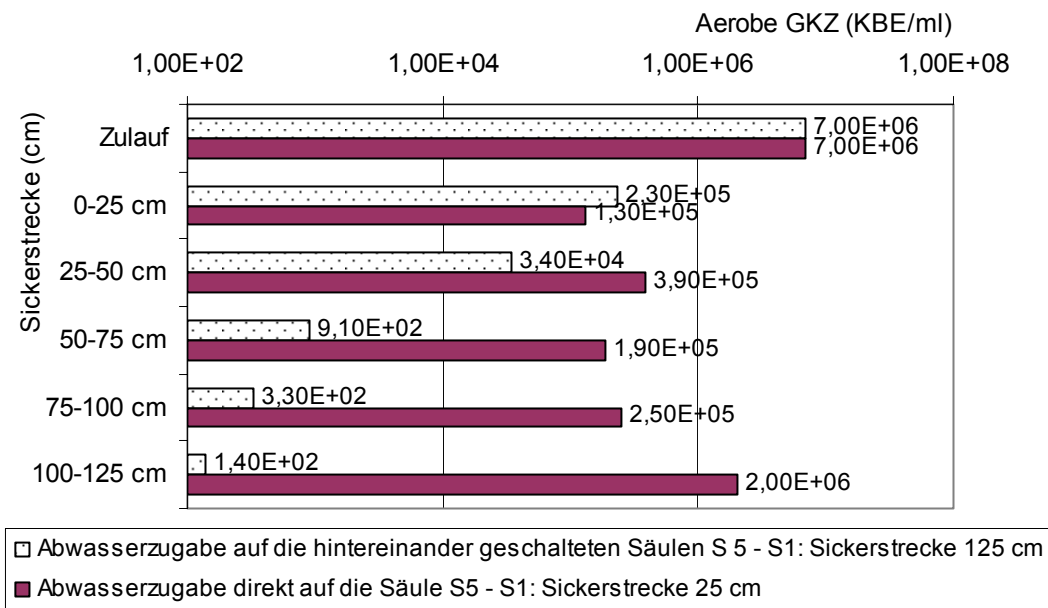


Abbildung 4.2.1.24 Gesamtkeimzahl aerober Bakterien in den hintereinander geschalteten Säulensegmenten vor und zwei Tage nach direkter Zugabe von Abwasser auf jede Teilsäule (Durchflussrate: 800 ml/d)

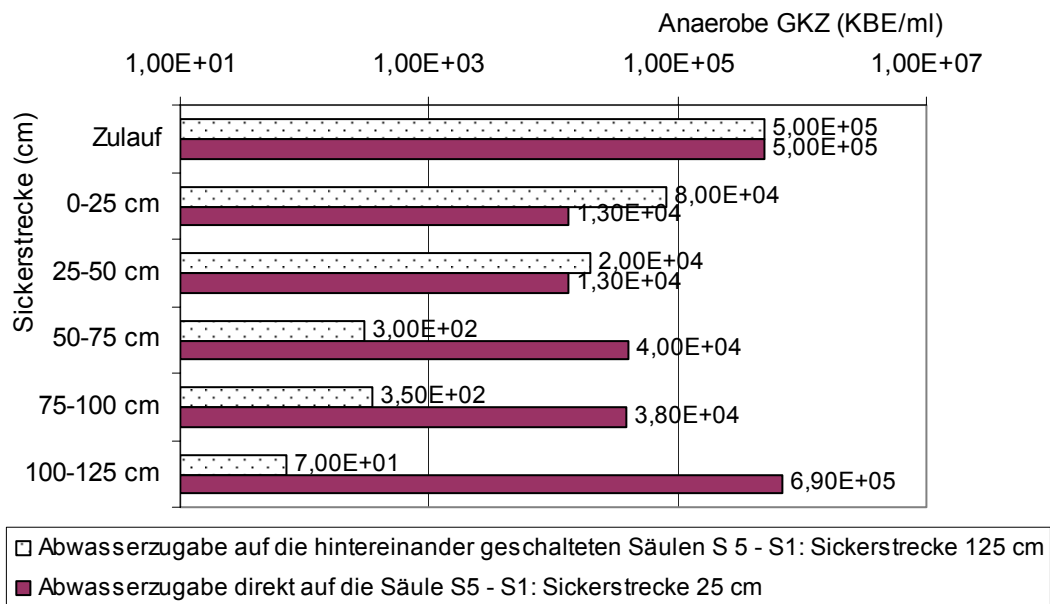


Abbildung 4.2.1.25: Gesamtkeimzahl anaerober Bakterien in den hintereinander geschalteten Säulensegmenten vor und zwei Tage nach direkter Zugabe von Abwasser auf jede Teilsäule (Durchflussrate: 800 ml/d)

4.2.2 Umsetzungen von Abwasserinhaltsstoffen im Boden unter verschiedenen Randbedingungen

Die aus undichten Kanälen in den Boden eindringenden Abwasserinhaltsstoffe werden durch eine Reihe von Reaktionen reduziert. Viele Faktoren können die Eliminierungsprozesse beeinflussen, wie zum Beispiel die Struktur der Böden, die CSB-Konzentrationen des Abwassers, die Durchflussrate des Sickerwassers, die Temperatur des Bodens, der Sauerstoffgehalt, die Zahl der Mikroorganismen usw. Diese Faktoren beeinflussen die Reduktion der Abwasserinhaltsstoffe direkt oder indirekt und bedingen die Menge der ins Grundwasser gelangenden Schadstoffe. Im Folgenden werden die Einflüsse der Sickertrate, CSB-Konzentration, Temperatur, von Regen- und Trockenperioden und von aeroben und anaeroben Umgebungsbedingungen auf die Eliminierung von Schadstoffen des Abwassers im Boden vorgestellt.

4.2.2.1 Umsetzungen bei verschiedenen Durchflussraten

Die Änderung der Durchflussrate kann drei Wirkungen auf die Reduktion der Abwasserinhaltsstoffe haben. Erstens führt sie zu Änderungen der in den Boden eingeleiteten organischen Fracht. Zweitens änderten sich die hydraulische Verweilzeit des Abwassers in der Bodensäule und damit die Reaktionszeit von Mikroorganismen in Suspension und im Biofilm an den Sandkörnern für den Abbau von Inhaltsstoffen. Drittens ändert sich die Filtergeschwindigkeit des Abwassers. Locker anhaftende Biofilmkomponenten werden vermehrt ausgeschwemmt. Dadurch kann direkt oder indirekt die Eliminierung der Abwasserinhaltsstoffe beeinflusst werden.

4.2.2.1.1 In unsegmentierten Säulen mit 125 cm und 250 cm Sickerstrecke

Für gering schwankende CSB-Konzentrationen des Abwassers von 525 mg/l bis 644 mg/l wurden die Daten von stabil laufenden, nacheinander geschalteten Säulen (2 x 125 cm) für zwei Durchflussraten von 1,0 und 2,5 l/d ausgewählt. Die durchschnittlichen Werte für die CSB-Elimination sind in Abbildung 4.2.2.1 dargestellt. Die mittleren tatsächlichen Durchflussraten betragen 983 und 2595 ml/d, knapp 3-fach unterschiedlich, während die CSB-Konzentrationen des Abwassers bei 644 und 525 mg/l lagen. Der gelöste Anteil des CSB unterschied sich um 17 mg/l (387 bzw. 370 mg/l für die Abwässer mit 644 bzw. 525 mg/l

CSB_{gesamt}). Nach 125 cm und nach 250 cm Sickerstrecke waren die CSB-Konzentrationen des Säulenauslaufs für beide Durchflussraten fast identisch. Dies läßt den Schluss zu, dass bei einer Durchflussrate von weniger als 2600 ml/d die CSB-Elimination unabhängig von der Durchflussrate verläuft. Als Grund kann angeführt werden, dass die mit Biofilm bewachsene

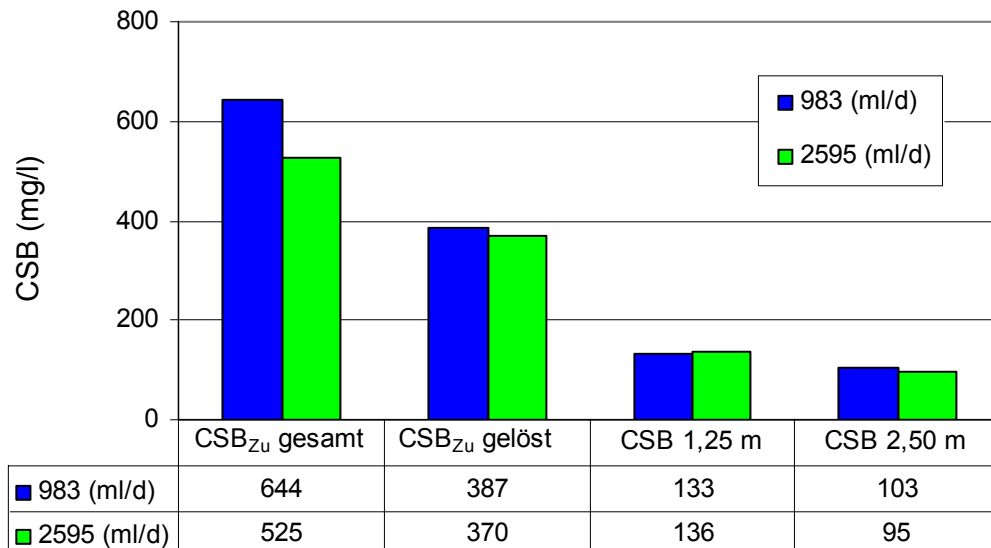


Abbildung 4.2.2.1: CSB-Elimination bei verschiedenen Durchflussmengen und ähnlichen CSB-Konzentrationen des Abwassers nach 125 und 250 cm Sickerstrecke

Säule eine bestimmte Abbaukapazität für die organischen Stoffe besitzt. Bei den vorherrschenden CSB-Konzentrationen des Abwassers und der vorliegenden HRT wurde die maximale Abbaukapazität des Biofilms auf den Sandkörnern jedoch noch nicht überschritten. Der jeweils etwas bessere Abbau des CSB nach 250 cm Sickerstrecke (Δ CSB ca. 30 %) ist auf die verlängerte Verweilzeit des Abwassers in der 2. Säule zurückzuführen. Dabei wurden auch langsamer abbaubare Bestandteile des Abwassers abgebaut.

4.2.2.1.2 In einer segmentierten Säule mit 5 x 25 cm langen Teilsäulen

Mittels einer segmentierten Säule wurde ermittelt, wie die CSB-Elimination der Abwasserinhaltsstoffe mit zunehmender Sickerstrecke bei unterschiedlicher Durchflussrate voranschreitet. Hierfür wurde Molke zum Abwasser zugegeben, um die CSB-Konzentrationen des Zulaufs konstant zu halten. Die Durchflussrate wurde auf 1,0 bzw. 1,5 l/d eingestellt (Abbildung 4.2.2.2). Obwohl der durchschnittliche CSB des Abwassers relativ hoch war und 877 bzw. 763 mg/l betrug, wurde der größte Anteil in der ersten Teilsäule (0-25 cm Sickerstrecke) bis auf 200 mg/l Rest-CSB abgebaut. Der mittlere CSB im Sickerwasser nach 50, 75, 100 und 125 cm Sickerstrecke war ebenfalls kaum unterschiedlich, nahm aber mit

zunehmender Sickerstrecke geringfügig ab. Die CSB-Elimination nach 125 cm betrug 85,8 bzw. 84,5 % des Ausgangs-CSB (Abbildung 4.2.2.3).

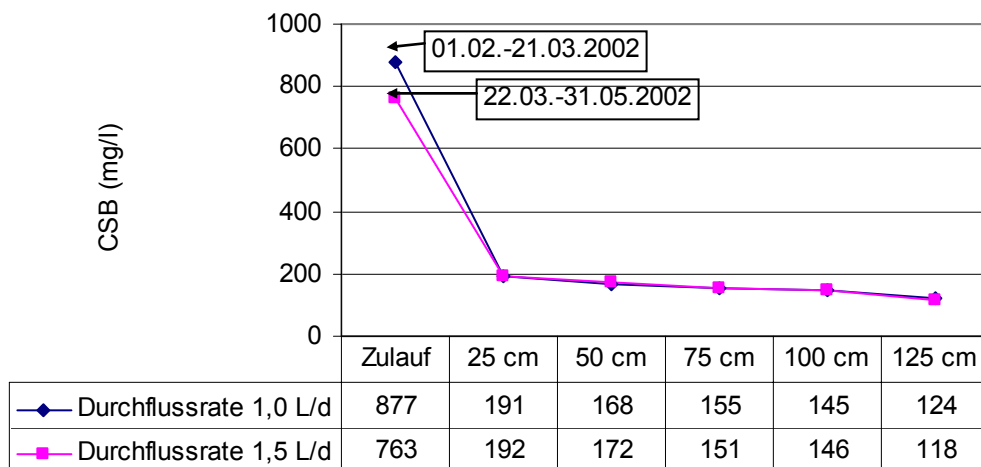


Abbildung 4.2.2.2: CSB-Konzentrationen im Zulauf und nach zunehmenden Sickerstrecken bei zwei verschiedenen Durchflussraten (Säule geschlossen, anaerob)

Die Bedingungen für das mit Molke auf einen konstanten CSB angereicherte Abwasser wurden nun auf kommunales Abwasser übertragen. Die Elimination des CSB des Abwassers (Schwankungsbereich 648-686 mg/l) für unterschiedliche Durchflussraten wurde über einen Zeitraum von jeweils zwei Wochen (Durchschnittswerte) berechnet. Die entsprechenden Durchflussraten lagen bei 230, 1200 und 3240 ml/d (Abbildung 4.2.2.4). Die Ergebnisse zeigten, dass die CSB-Elimination nach 125 cm Sickerstrecke bei einer sehr niedrigen Durchflussrate höher war als bei einer mittleren und hohen Durchflussrate. Nach 125 cm

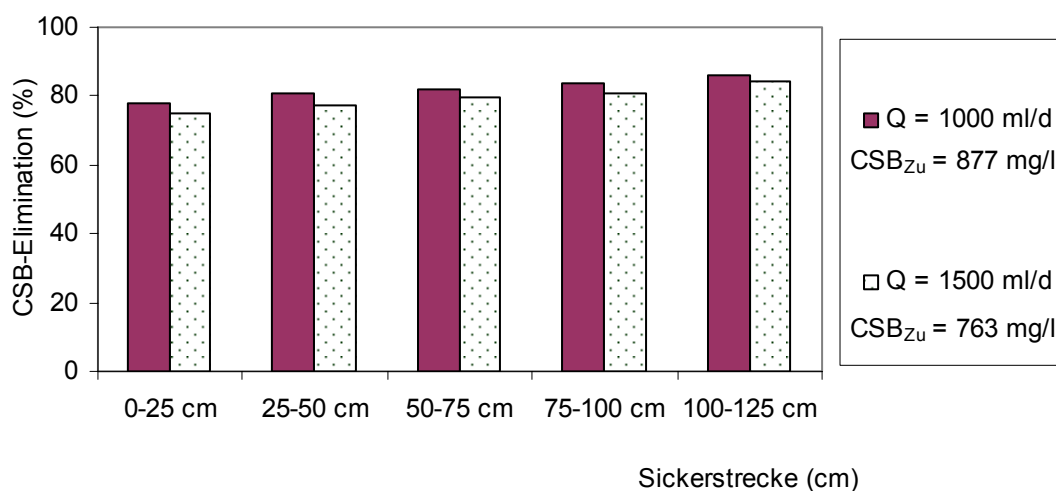


Abbildung 4.2.2.3: CSB-Elimination in einer segmentierten Sandsäule nach 125 cm Sickerstrecke bei zwei verschiedenen Durchflussraten (Säule geschlossen, anaerob, CSB mit Molke eingestellt)

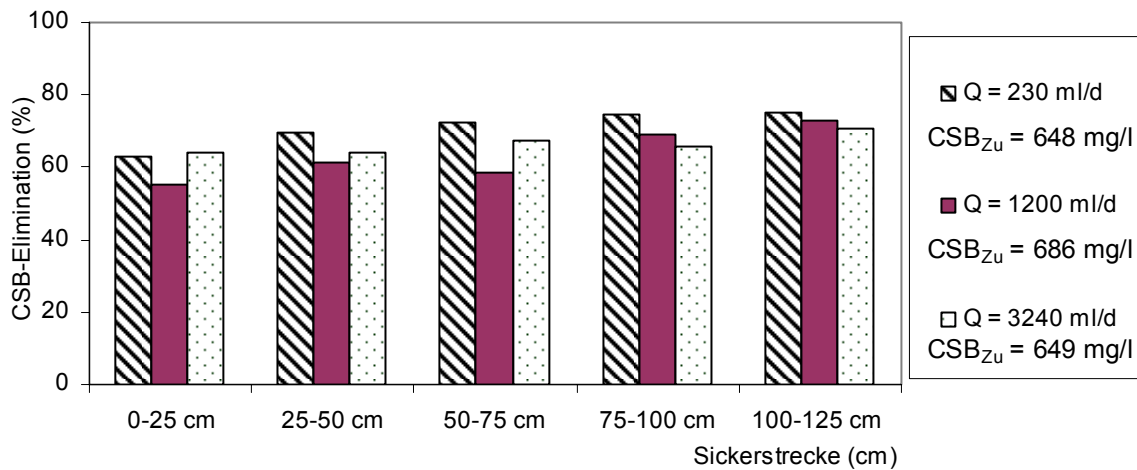


Abbildung 4.2.2.4: CSB-Elimination nach verschiedenen Sickerstrecken in einer segmentierten Sandsäule mit steigenden Durchflussraten (Säule geschlossen, anaerob, kommunales Abwasser ohne Molkezusatz)

Sickerstrecke lag die CSB-Elimination bei 75 % für 230 ml/d, 73 % für 1200 ml/d und 71 % für 3240 ml/d Durchflussrate. Nach 100 cm Sickerstrecke betrug die CSB-Elimination noch 75 %, 69 % bzw. 66 % für 230, 1200 und 3240 ml/d Durchflussrate. Wird die CSB-Elimination bei einer Durchflussrate von 1200 und 3240 ml/d verglichen, konnte beobachtet werden, dass sie sich innerhalb 0-75 cm Tiefe unregelmäßig änderte. Ab 75 cm Sickerstrecke wurde eine abnehmende CSB-Elimination mit zunehmender Sickerstrecke beobachtet (Abb. 4.2.2.4). Die Differenz in der CSB-Eliminierung mit zunehmender Sickerwassermenge wurde mit zunehmender Sickerstrecke geringer.

Der SAK kann als spezifischer Indikator für aromatische Moleküle angesehen werden. Mit dem SAK erfolgte die summarische Erfassung von im Abwasser gelösten aromatischen Verbindungen, die in einen leicht, schwer und nicht biologisch abbaubaren Anteil unterteilt werden können. Im Vergleich zum CSB machten die schwer und nicht biologisch abbaubaren Stoffe des SAK einen höheren Anteil nach verschiedenen Sickerstrecken in der Sandsäule aus. Der SAK des Abwassers war bei beiden Durchflussmengen ähnlich (Abb. 4.2.2.5). Nach den ersten 25 cm Sickerstrecke nahm der SAK für die beiden Durchflussmengen auf das gleiche Niveau ab. Ab 50 cm Tiefe traten dann Unterschiede auf. Nach 125 cm Sickerstrecke betrug der SAK bei einer Durchflussmenge von 1,0 l/d $14,4 \text{ m}^{-1}$ und bei 1,5 l/d $19,1 \text{ m}^{-1}$. Dies ist auf die langsame Umsatzgeschwindigkeit von SAK-Verbindungen durch Mikroorganismen und die höhere Menge von SAK-Verbindungen bei erhöhter Durchflussmenge (verkürzte HRT = verkürzte Kontaktzeit von SAK mit Mikroorganismen des Biofilms) zurückzuführen. Die Untersuchungen von Fitterer (2001) und Koydon (2004) haben gezeigt, dass die Keimzahl in

den ersten 25 cm über 100fach höher war als in den darunter liegenden Schichten. Die ersten 25 cm Sickerstrecke hatten eine deutlich höhere CSB-Eliminationsleistung als die Folgenden. Ab 50 cm Sickerstrecke enthielt die Sandsäule nur wenige suspendierte Bakterien und einen dünnen Biofilm, der bei kurzen Retentionszeiten die biologisch schwer abbaubaren aromatischen Stoffe nicht vollständig abbauen konnte. Der SAK im Sickerwasser nach 125 cm Sickerstrecke war deutlich abhängig von der Durchflussrate.

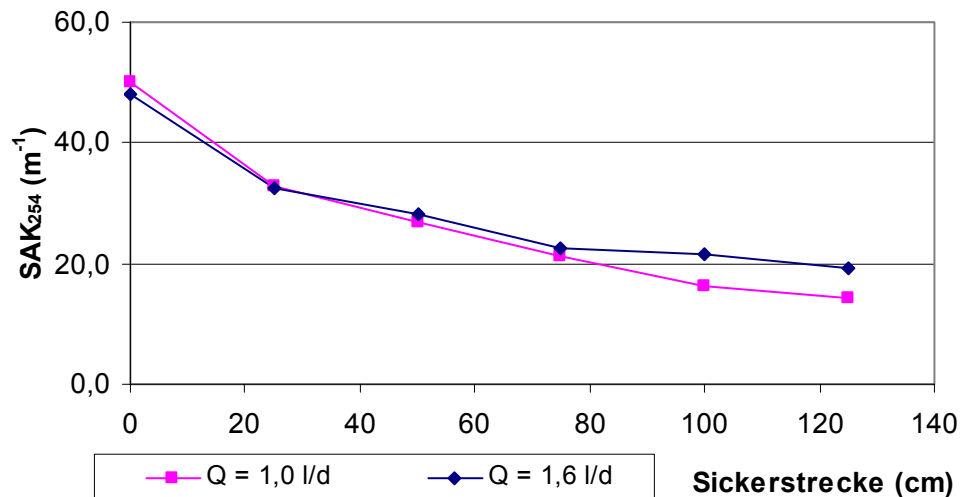


Abbildung 4.2.2.5: SAK-Änderungen bei verschiedenen Durchflussraten im Auslauf der segmentierten Säule (5 x 25 cm, anaerober Betrieb)

4.2.2.2 Umsetzungen des CSB bei verschiedenen Zulaufkonzentrationen im Abwasser nach 125 und 250 cm Sickerstrecke

Die CSB-Konzentrationen des auf die Sandsäule aufgetragenen Abwassers wirken sich auf die CSB-Elimination direkt aus. Das Abwasser mit höherem CSB enthält in der Regel auch einen höheren Anteil von biologisch schwer abbaubaren organischen Inhaltsstoffen. Der in der Sandsäule nicht abbaubare Anteil läuft durch die Säule und hat eine Erhöhung der CSB-Konzentration im Säulenauslauf zur Folge.

Um die CSB-Elimination in einer Sandsäule bei verschiedenen CSB-Konzentrationen des kommunalen Abwassers zu vergleichen wurde wie in der segmentierten Säule eine Durchflussrate von ca. 1,0 l/d gewählt und eine CSB-Konzentration des Abwassers von rund 400 und 800 mg/l eingesetzt. Die Ergebnisse der durchschnittlichen CSB-Elimination nach 125 cm und 250 cm Sickerstrecke sind in Abbildung 4.2.2.6 dargestellt. Die Mittelwerte der CSB-Konzentrationen der beiden Abwasserchargen lagen bei 448 und 818 mg/l. Nach 125 cm Sickerstrecke in der Sandsäule wurde der CSB um 76,6 % bzw. 85,3 % eliminiert, wenn die Zulaufkonzentration 448 bzw. 818 mg/l betrug. Nach 250 cm Sickerstrecke stieg die CSB-

Elimination auf 79,0 % bzw. 86,5 % für Zulaufkonzentrationen von 448 bzw. 818 mg/l an. Bei ähnlichen Durchflussraten war die CSB-Eliminierung deutlich abhängig von der CSB-Konzentration des Abwassers. Je höher der CSB des Abwassers war, desto höher war die CSB-

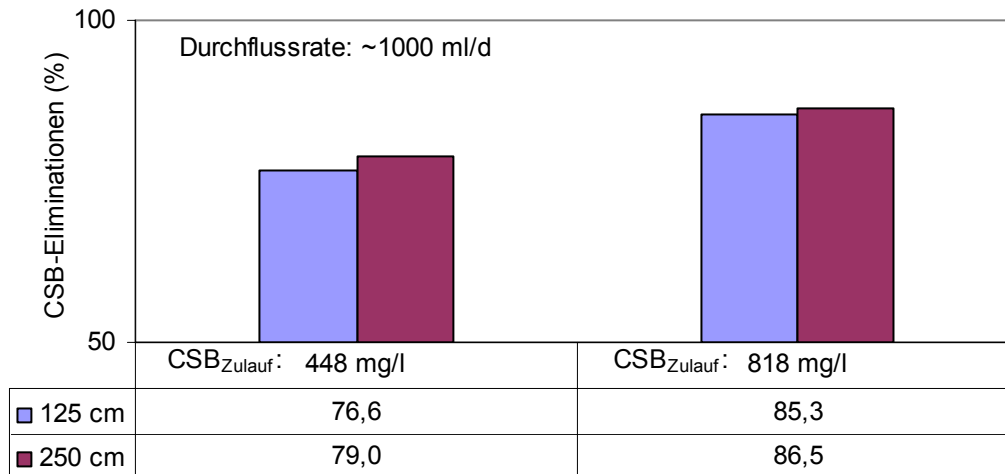


Abbildung 4.2.2.6: CSB-Elimination bei der Versickerung verschieden konzentrierten Abwassers durch eine 125 cm bzw. 250 cm lange Sandsäule (anaerober Betrieb)

Elimination. Trotzdem gelangte auch eine etwas höhere CSB-Konzentration bei einem Abwasser-CSB von 818 mg/l ins Sickerwasser. Im Vergleich zu 125 cm Sickerstrecke hatte die längere Sickerstrecke von 250 cm „nur“ eine Verbesserung der Elimination des Abwasser-CSB von 2,4 % bzw. 1,2 % zur Folge.

Die Auswirkung unterschiedlich konzentrierten Abwassers auf die Reduktion des CSB innerhalb der ersten 125 cm Sickerstrecke wurde mittels einer segmentierten Säule, bestehend aus fünf Teilsäulen mit einer Länge von 25 cm, ermittelt. Um die CSB-Konzentration des auf die Säule geleiteten Abwassers zu erhöhen wurden 0,5 bzw. 1 g Molke pro Liter Abwasser zugegeben. Die Durchflussrate wurde auf ca. 800 ml/d im Zeitraum der Untersuchung eingestellt. Der Verlauf der CSB-Konzentration im Abwasser und im Sickerwasser jeder Teilsäule ist in der Abbildung 4.2.2.7 dargestellt. Vor der Zugabe von Molke zur CSB-Erhöhung war die Säule einen Monat (20.02.-18.03.2002) mit kommunalem Abwasser beschickt worden, dessen CSB um 300 mg/l betrug. Der größte Anteil des CSB wurde bereits in den ersten 25 cm abgebaut. Zwischen dem 19.03. und dem 24.04. wurde 1,0 g/l Molke zum Abwasser zugegeben und damit der CSB des Zulaufs der Sandsäule auf durchschnittlich 1400 mg/l erhöht. Da die Mikroorganismen des Biofilms in den ersten 25 cm an eine so hohe Belastung noch nicht adaptiert waren, nahm der CSB des Sickerwassers von 173 mg/l auf 412 mg/l zu. Bis zum 28.03. war die CSB-Konzentration des Sickerwassers nach 25 und 50 cm Sickerstrecke immer deutlich höher als vor der Molkezugabe. Danach stieg auch der CSB des

Sickerwassers nach 75 sowie 100 cm Sickerstrecke an. Ab dem 16.04. näherten sich die CSB-Konzentrationen im Sickerwasser jeder Teilsäule wieder einander an. Besonders in Erscheinung trat der CSB im Sickerwasser nach 125 cm Sickerstrecke. Im Vergleich zu den kürzeren Sickerstrecken war der CSB beim Auslauf nach 125 cm Sickerstrecke sehr stabil und nahm mit der Zugabe der Molke langsam auf 229 mg/l zu. Die Sandschicht von 125 cm hatte offensichtlich eine gute Pufferkapazität gegen Belastungsspitzen organischer Stoffe. Vom 17.4. bis 24.04.02 wurden gleich gute CSB-Ablaufwerte in allen Teilsäulen wie vor der Molkezugabe gemessen. Ab dem 25.04. wurde die Molkezugabe auf 0,5 g/l reduziert, wodurch der CSB des Abwassers auf ca. 800 mg/l sank. Diese geringere Belastung führte nicht zu einer Verringerung des CSB nach 25 cm Sickerstrecke, aber der CSB nach 50-125 cm Sickerstrecke nahm etwas ab. Die CSB-Abnahme in der 2. bis 5. Teilsäule war signifikant und betrug zum Teil bis 50 % der Werte nach 25 cm Sickerstrecke.

Mit Hilfe der CSB-Mittelwerte nach Erreichen eines „Gleichgewichtszustandes“ kann die CSB-Elimination bei unterschiedlichen Zulaufkonzentrationen leicht verglichen werden. Die CSB-Konzentrationen des zugeführten Abwassers lagen im niedrigen (308 mg/l), mittleren (786 mg/l) und hohen Bereich (1478 mg/l) (Tabelle 4.2.2.1). Die % CSB-Elimination nach 25, 50, 75, 100 und 125 cm Sickerstrecke stiegen mit Zunahme der Zulaufkonzentrationen an, die

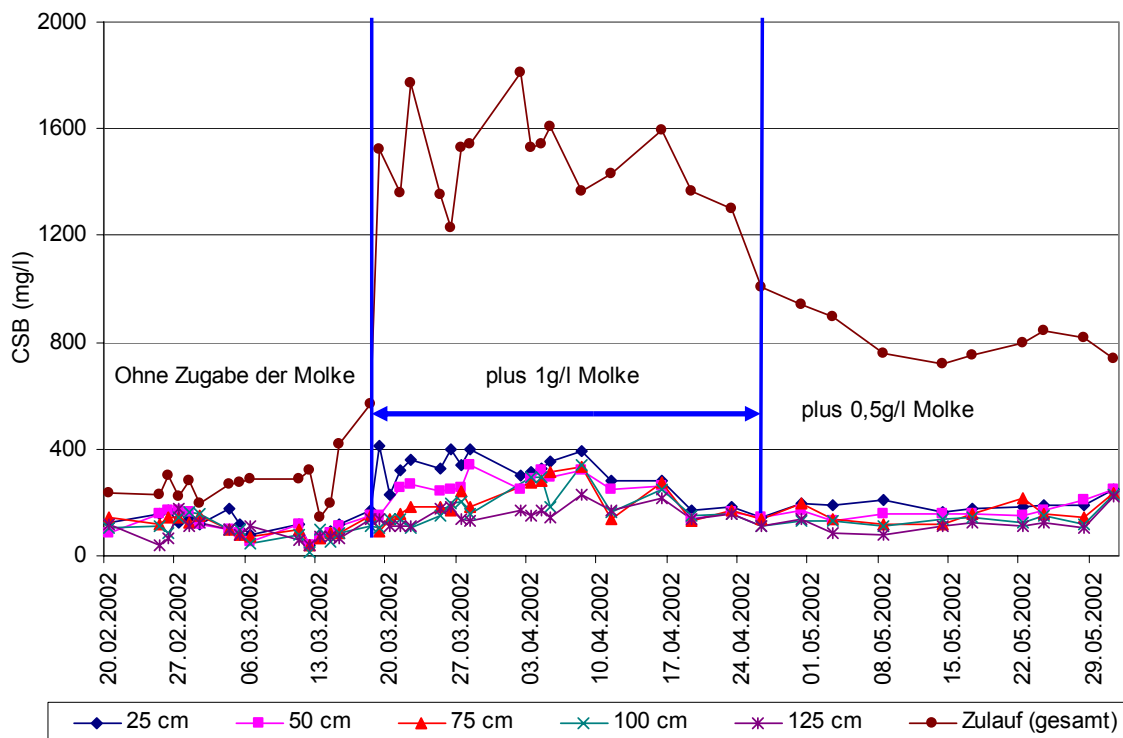


Abbildung 4.2.2.7: Verlauf des CSB nach verschiedenen Sickerstrecken bei Auftrag von mit Molke dotiertem Abwasser (segmentierte Säule 5 x 25 cm, Sickermenge 1l/d, anaerober Betrieb)

Tabelle 4.2.2.1: CSB-Abbau nach verschiedenen Sickerstrecken bei verschiedenen CSB-Ausgangs-Konzentrationen (segmentierte Säule 5 x 25 cm, anaerober Betrieb)

CSB _{Zulauf} (mg/l)	CSB-Elimination (%) / Ablaufkonzentration (mg/l)				
	0-25 cm	25-50 cm	50-75 cm	75-100 cm	100-125 cm
308	56,0 / 136	64,2 / 110	66,6 / 103	66,9 / 102	69,5 / 94
786	74,0 / 204	76,9 / 182	77,4 / 178	78,2 / 171	81,0 / 149
1478	78,7 / 315	82,5 / 258	84,6 / 228	85,4 / 215	88,6 / 168

CSB-Restkonzentrationen in den Proben nach 25, 50, 75, 100 und 125 cm Sickerstrecke aber auch. Diese erhöhten Belastungen wurden zum großen Teil in den ersten 25 cm der Säule abgebaut. Hierzu trugen die Kolmationsschicht und die anschließende Sandschicht bei. Neben dem Abbau der gelösten organischen Stoffe des Abwassers in der Kolmationsschicht lagerte sich auf der Kolmationsschicht der Großteil der suspendierten Stoffe des Abwassers ab, der schon innerhalb der Verweilzeit des Abwassers von über 3,6 Stunden in dieser Schicht teilweise hydrolysiert und dann noch weiter abgebaut wurde. Die sich anschließende mit Biofilm bewachsene 25 cm Sandschicht trug ausschlaggebend zum Abbau des löslichen CSB bei. In den Teilsäulen von 25-50, 50-75, 75-100 und 100-125 cm wurden die organischen Inhaltsstoffe dann noch geringfügig weiter abgebaut. Hierbei standen den Mikroorganismen in Suspension oder im Biofilm nur noch schwer abbaubare Verbindungen zur Verfügung.

4.2.2.3 CSB- und SAK-Umsetzungen nach verschiedenen Betriebszeiten

Mit fortschreitender Betriebszeit bildete sich eine Kolmationsschicht auf der Oberfläche der Sandschicht aus und Biofilm überzog die Sandkörner. Die Mikroorganismen in der Kolmationsschicht und in der Sandschicht führten zu einer erhöhten Abbauleistung der organischen Abwasserinhaltsstoffe in der Säule. Mittels einer 125 cm langen Sandsäule, die über 40 Monate betrieben wurde, konnte die CSB-Elimination nach verschiedenen Betriebszeiten diskutiert werden. Die Daten des CSB des Abwassers und des Sickerwassers sowie die CSB-Elimination wurden jeweils für drei Monate gemittelt. In Abbildung 4.2.2.8 sind die Ergebnisse dargestellt.

Die mittleren CSB-Konzentrationen des Abwassers schwankten zwischen 400-745 mg/l (Ausnahme: 200 mg/l), während sie im Sickerwasser bei 158 mg/l lagen (Ausnahme: 70 mg/l).

Die CSB-Elimination stieg mit Zunahme des CSB des Abwassers an und sank mit Abnahme des CSB des Abwassers im Bereich von 63% bis 83%. Werden die Daten von den ersten drei

Monaten außer Betracht gelassen, schwankte der CSB im Sickerwasser nur in einem Bereich von 120 bis 158 mg/l. Verglichen mit dem CSB des Abwassers, der zwischen 400 und 745 mg/l betrug, war der CSB im Sickerwasser sehr stabil. Werden die CSB-Eliminationen bei

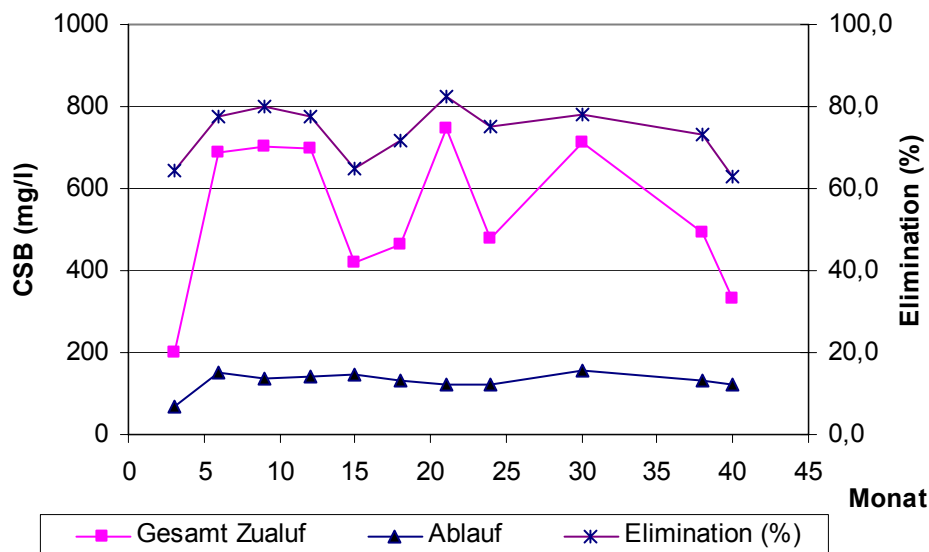


Abbildung 4.2.2.8: CSB-Elimination aus Abwasser mit fortschreitender Versickerungszeit in einer Sandsäule (Säulenlänge: 125 cm, ab dem 10. Monat anaerober Betrieb)

ähnlichen Konzentrationen im Abwasser nach unterschiedlicher Betriebszeit betrachtet, z.B. bei Betriebszeiten von 6, 9, 12 und 30 Monaten bei einem CSB von jeweils ca. 700 mg/l oder nach Betriebszeiten von 18, 24 und 38 Monaten bei einem CSB von jeweils ca. 480 mg/l, konnte festgestellt werden, dass die CSB-Elimination für gleiche Anfangs-CSB-Konzentrationen unabhängig von der Betriebszeit der Säule war. In der segmentierten Säule war nach 24 Stunden ein CO₂-Gehalt von über 0,54 % in den Teilsäulen von 0-25, 25-50, 50-75 und 75-100 cm nachweisbar (in Luft 0,036 % CO₂). Das CO₂ entstand durch aeroben Abbau ($\text{Glucose} + 6 \text{ O}_2 \rightarrow 6 \text{ CO}_2 + 6 \text{ H}_2\text{O}$) oder anaeroben Abbau ($\text{Glucose} \rightarrow 3 \text{ CO}_2 + 3 \text{ CH}_4$). In den ersten 10 cm Sandschicht einer vier Monate betriebenen Sandsäule wurden über 1,31E+06 KBE/ g TS aerobe Bakterien bestimmt. In den ersten 5 cm Sandschicht einer 18 Monate mit Abwasser betriebenen Säule wurden aber auch über 5,09E+06 KBE/g TS anaerobe Bakterien bestimmt (siehe Kapitel 4.7.5).

Die monatlichen Durchschnittswerte des SAK-Gehalts im Ablauf der Sandsäule sind in Abbildung 4.2.2.9 gezeigt. Die SAK-Werte wurden erst ab dem 15. Monat bestimmt. Der SAK des Abwassers schwankte im Bereich zwischen 33 und 63 m⁻¹, stärker als im Sickerwasser, bei dem der SAK im Bereich zwischen 14 und 22 m⁻¹ schwankte. Die Elimination des SAK erhöhte sich im Gegensatz zum CSB mit Zunahme der Betriebszeit. Betrachtet man die

Elimination bei ähnlichen SAK-Gehalten des Abwassers nach unterschiedlichen Betriebszeiten, wie z.B. nach 17, 20 und 23 Monaten mit einem SAK-Gehalt von unter 40 m^{-1} der nach 21 und 31 Monaten bei einem SAK von $49,5 \text{ m}^{-1}$ oder nach 27 und 38 Monaten bei ca. 59 m^{-1} SAK, stellte man fest, dass die Elimination mit Zunahme der Betriebszeit für gleiche

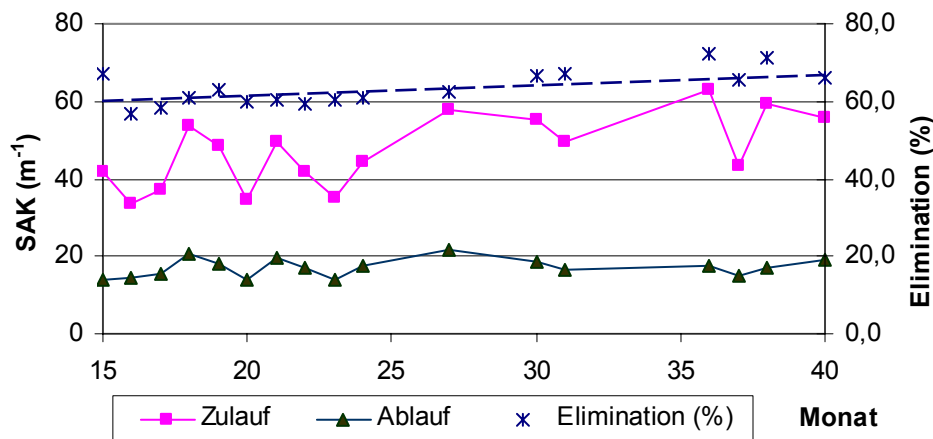


Abbildung 4.2.2.9: SAK-Elimination aus versickerndem Abwasser mit fortschreitenden Betriebszeiten einer Sandsäule (Säulenlänge: 125 cm, anaerober Betrieb)

Anfangs-SAK-Gehalte ohne Ausnahme anstieg. Der biologisch leicht abbaubare Anteil des SAK wurde schnell in der Kolmationsschicht und der oberen Sandschicht reduziert. Die Eliminierung der biologisch schwer abbaubaren aromatischen Verbindungen war abhängig vom Biofilm in allen Bereichen der Sandsäule. Mit zunehmender Betriebszeit bildete sich ein SAK abbauender Biofilm nicht nur in der oberen Sandschicht, sondern auch in den folgenden Schichten über die ganze Säule. Dies erhöhte die SAK-Abbauleistung. Beobachtungen des Säulenmaterials zeigten, dass sich der Sand in der Säule von anfänglich hellgelb nach dunkel verfärbte. Durch die Bestimmung der Gesamtkeimzahl im Biofilm auf dem Sand in verschiedenen Tiefen dieser Säule konnte auch quantitativ nachgewiesen werden, dass die Zahl der anaeroben Bakterien mit der Betriebszeit zunahm (siehe Kapitel 4.7.5). Anaerobe Bakterien sind wahrscheinlich hauptsächlich für den Abbau von aromatischen Verbindungen verantwortlich.

4.2.2.4 C- und N-Umsetzungen in Sandsäulen bei der Versickerung von Abwasser aus Regen- und Trockenperioden

Während einer Regenperiode wird das kommunale Abwasser durch den in der Mischkanalisation abgeleiteten Niederschlag verdünnt und dadurch die Abwassermenge erhöht. Während Trockenperioden enthält das Abwasser hingegen höhere Konzentrationen an Inhaltsstoffen und die Abwassermenge ist verringert. Wenn das in den Abwasserkanälen transportierte Abwasser durch Kanalschäden in den Untergrund versickerte, unterschieden sich die Umsetzungen von organischen und anorganischen Inhaltsstoffen während Regen- und Trockenperioden.

4.2.2.4.1 Versickerung von Abwasser aus Regen- und Trockenzeiten in einer unsegmentierten Sandsäule

In Abbildung 4.2.2.10 sind Sicker Mengen und CSB-Konzentrationen des Zu- und Ablaufs einer Sandsäule bei der Versickerung von kommunalem Abwasser an einer Regen- und Trockenperiode dargestellt. In den ersten 5 Wochen wurde eine Regenperiode und in der 5. bis 9. Woche eine Trockenperiode simuliert. Der CSB des Abwassers in der Regenperiode betrug ca. 250 mg/l (Maximalwert 390 mg/l). Nach einer Sickerstrecke von 125 cm nahm der CSB des Sickerwassers auf ca. 100 mg/l ab (Abbildung 4.2.2.10a, 1-5 Wochen), obwohl die Durchflussrate großen Schwankungen von 810 bis 3340 ml/d unterlag (Abbildung 4.2.2.10b). Eine geringere CSB-Elimination trat am Ende der 2. Woche auf. Dabei betrug der CSB des aufgetragenen Abwassers 249 mg/l und der CSB des zentral und peripher in einer Sandsäule versickernden Abwassers 136 mg/l. Die CSB-Elimination aus dem sehr verdünnten Abwasser lag bei nur 45,4 %. Ab Anfang der 5. Woche floss wenig Regenwasser in die Mischkanalisation und der CSB des Abwassers nahm zu. Ende der 5. Woche wurde bei einem CSB des Abwassers von 415 mg/l und dem des Sickerwassers von 67 mg/l die höchste CSB-Elimination beobachtet. Die CSB-Elimination erreichte 83,9 %. Im Gegensatz zu den niederen CSB-Werten während einer Regenperiode stieg der CSB des Abwassers während Trockenperioden an und schwankte im großen Bereich von 381 bis 1038 mg/l. Der CSB des Sickerwassers nahm von ca. 100 mg/l in der Regenperiode auf über 200 mg/l ab der 8. Woche zu. Die Durchflussrate blieb in diesen vier Wochen mit unter 1000 ml/d relativ niedrig. Nach der 9. Woche stieg die Durchflussrate über 2885 auf 4273 ml/d an und nahm schnell wieder ab. Dies konnte auf einen Aufbruch der Schlammschicht auf dem Sand durch entstandene Gase

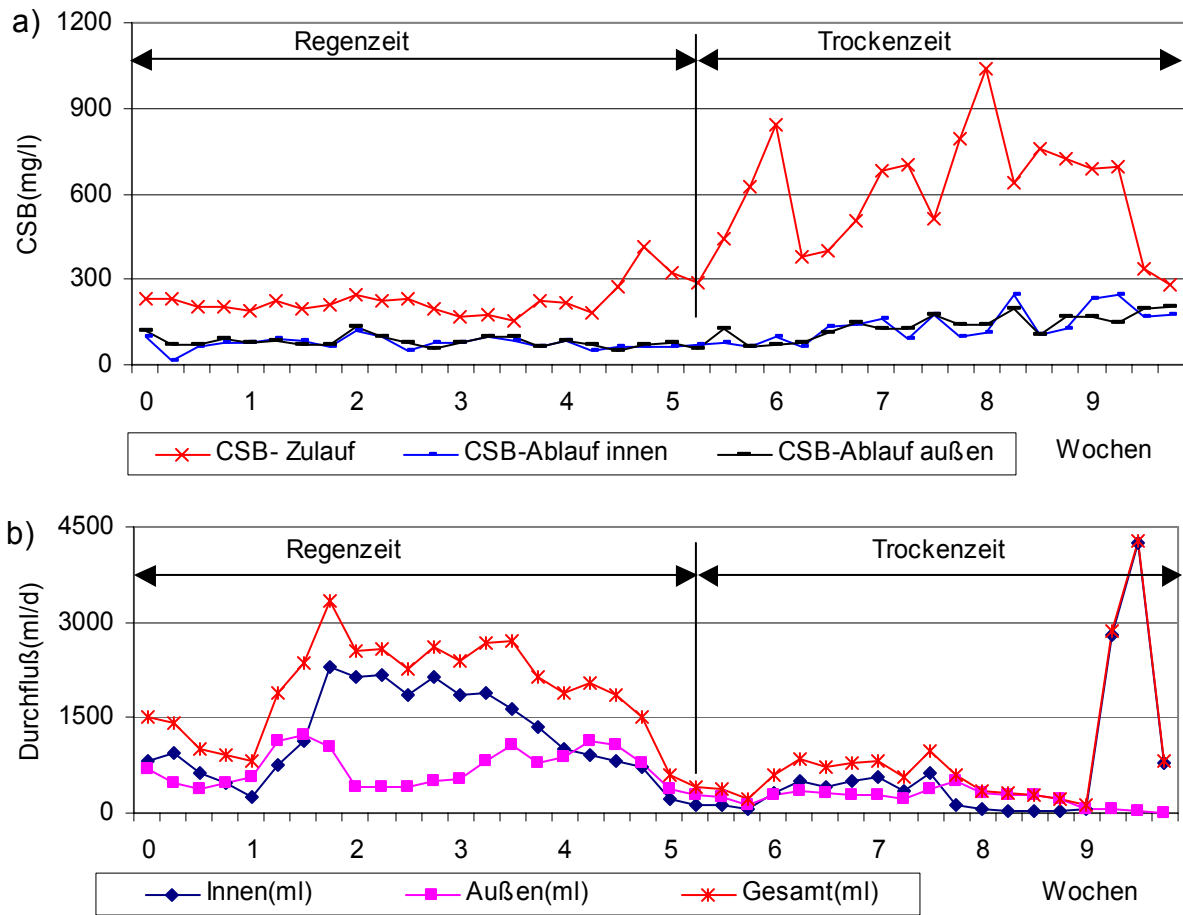


Abbildung 4.2.2.10: CSB-Konzentration im Zu- und Ablauf und Durchflussrate des Abwassers aus Regen- und Trockenzeit durch eine Sandsäule (10 cm hydrostatistischer Druck: 10 cm Abwasserstau, Säulenlänge: 125 cm, aerober Betrieb)

(Methan, Kohlendioxid, gasförmige N-Verbindungen usw.) zurückgeführt werden, wodurch das aufgestaute Abwasser schnell durchsickerte. Nach einem Tag sank die Durchflussrate wieder auf 815 ml/d ab. Wahrscheinlich wurde der Durchbruch durch suspendierte Abwasserinhaltsstoffe abgedichtet.

4.2.2.4.2 Versickerung von Abwasser aus Regen- und Trockenzeiten in einer segmentierten Säule (5 x 25 cm)

Um die Änderungen des CSB nach unterschiedlicher Sickerstrecke zu ermitteln wurden die Daten von einer segmentierten Säule (5 x 25 cm) für eine Regen- und Trockenperiode ausgewertet. Die mittleren CSB-, DOC-, SAK-, und TKN-Werte des Abwassers und des Sickerwassers von jeder Teilsäule sind in Abbildung 4.2.2.11 dargestellt. Die Durchflussrate wurde mittels einer Schlauchpumpe konstant auf 800 ml/d eingestellt. Der CSB des Abwassers während der Trockenperiode betrug durchschnittlich 675 mg/l, während der Regenperiode

durchschnittlich 353 mg/l (Abbildung 4.2.2.11a). Nach 25 cm Sickerstrecke wurden 70 % vom CSB des Abwassers aus der Trockenperiode eliminiert und in den folgenden Teilsäulen der CSB bis zu 79 % eliminiert. In der Regenperiode wurde der CSB des Sickerwassers nach 25 cm Tiefe um 65 % reduziert und in den folgenden Teilsäulen bis zu einer Sickerstrecke von 125 cm um insgesamt 70 % verringert. Der DOC des Abwassers wurde wie der CSB in der Regen- und Trockenperiode überwiegend in den ersten 25 cm Sandschicht abgebaut (Abbildung 4.2.2.11b). Die DOC-Elimination in der gleichen Tiefe war immer höher als die CSB-Elimination. Die aromatischen organischen Stoffe (SAK₂₅₄) des Abwassers wurden in den ersten 25 cm zu 48 % in der Regenperiode und zu 40 % in der Trockenperiode abgebaut (Abbildung 4.2.2.11c). In den folgenden Teilsäulen von 25-125 cm Sickerstrecke wurde der SAK von Abwasser aus Regenperioden bis zu 69 % und aus Trockenperioden 73 % reduziert. Der TKN wurde während der Regenperiode um 29 % nach 25 cm und bis 125 cm Sickerstrecke um 59 % eliminiert. In der Trockenperiode betrug die TKN-Elimination 31% nach 25 cm und 67 % nach 125 cm Sickerstrecke (Abbildung 4.2.2.11d).

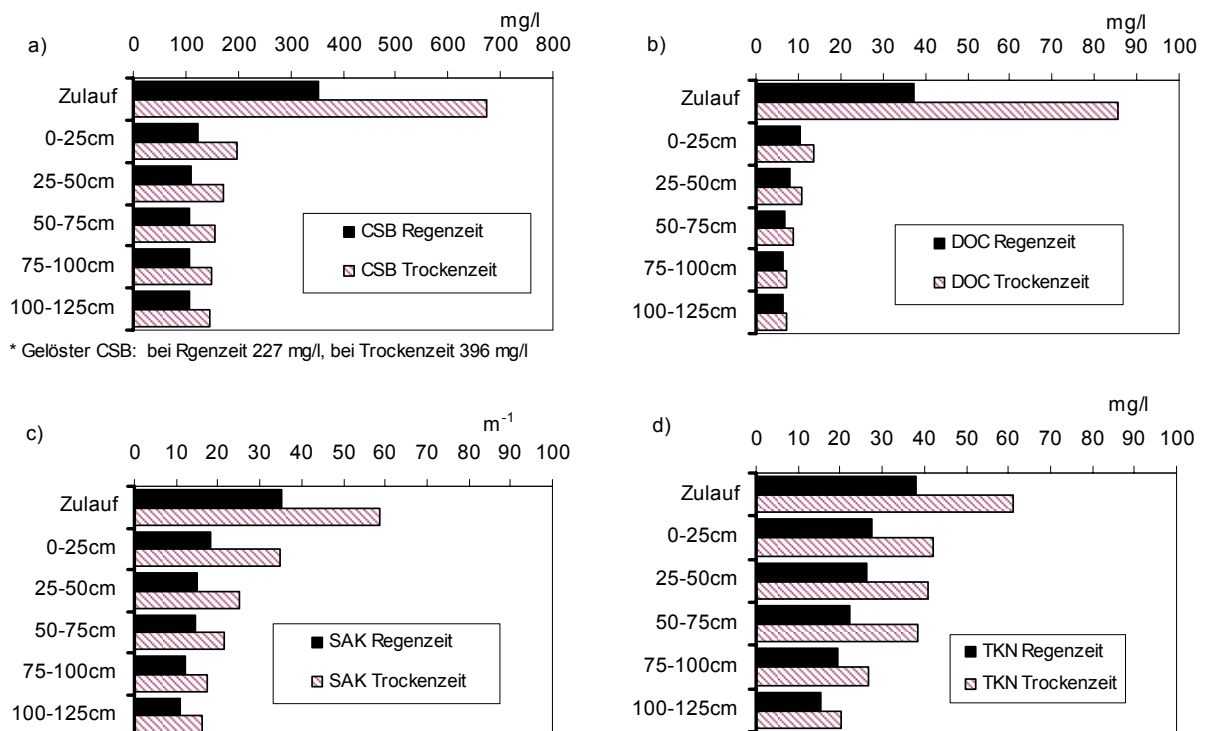


Abbildung 4.2.2.11: CSB-, DOC-, SAK-, und TKN-Konzentrationen des Abwassers aus einer Regen- und Trockenperiode und in den Abläufen einer segmentierten Säule (5 x 25 cm) bei jeweils gleicher und konstanter Sickerrate

Der restliche CSB des Sickerwassers nach 125 cm Sickerstrecke in der Regenperiode betrug 106 mg/l und war niedriger als in der Trockenperiode (146 mg/l). Unter der Annahme, dass der Grundwasserspiegel 125 cm unter der Leckagestelle liegt, würde das verdünnte Abwasser zu

einer geringeren eindringenden CSB-Fracht ins Grundwasser führen. Da aber gleichzeitig das Verhältnis der Durchflussraten $Q_{\text{Regenperiode}} / Q_{\text{Trockenperiode}}$ größer als 1,4 war, gelangt doch etwa gleich viel CSB ins Grundwasser. Die Verlängerung der Sickerstrecke konnte den Abbau des CSB und des DOC nur geringfügig verbessern. Die längere Sickerstrecke erhöhte aber die Elimination von SAK und TKN in der Regenperiode und besonders in der Trockenperiode.

4.2.2.5 Umsetzungen in den aeroben und anaeroben Säulen

In einer Sandsäule (Nr. 1) mit einer Länge von 125 cm wurde vom 26.01.2001 an kommunales Abwasser unter aeroben Bedingungen versickert. Am 22.11.2001 wurde die Säule oben mit einem Gummistopfen verschlossen. Damit wurde die Säule unter anaeroben Bedingungen weiter betrieben. Die unterschiedlichen Betriebsbedingungen hatten Auswirkungen auf die Elimination der organischen Abwasserinhaltsstoffe. Abbildung 4.2.2.12 zeigt das Verhältnis zwischen CSB des Abwassers und CSB-Elimination in der Säule für aerobe und anaerobe Abwasserversickerung. Die Daten wurden während eines Zeitraumes von 10 Monaten für aerobe Bedingungen und in den folgenden 5 Monaten für anaerobe Bedingungen aufgezeichnet. Es ist deutlich festzustellen, dass unter beiden Bedingungen die CSB-Elimination mit Zunahme der CSB-Konzentration im Abwasser anstieg. Berechnungen ergaben, dass das Maß der Steigerung unter anaeroben Bedingungen höher war als unter aeroben Bedingungen (Abb. 4.2.2.12). Ab CSB-Konzentrationen von weniger als 570 mg/l war die CSB-Elimination unter anaeroben Bedingungen niedriger als unter aeroben Bedingungen. Bei einem CSB von mehr als 570 mg/l war die CSB-Elimination umgekehrt unter anaeroben Bedingungen höher als unter aeroben Bedingungen. Der Grund hierfür war wahrscheinlich die limitierte Sauerstoffversorgung, da bei einer niedrigen CSB-Konzentration im Abwasser der CSB-Abbau in der Kolmationsschicht eine wichtige Rolle spielt. Durch aerobe Reaktionen werden organische Stoffe unter O_2 -Verbrauch schnell abgebaut, deshalb war die CSB-Elimination bei niedrigen CSB-Konzentrationen höher. Bei einem höheren CSB-Gehalt des Abwassers wurde der Anteil des mit Sauerstoff abgebauten CSB aufgrund von Sauerstoffmangel weniger. Nach Aufbrauchen des Sauerstoffs wurde der nicht durch aerobe Reaktionen eliminierte CSB in der anaeroben Zone der Kolmationsschicht und in den folgenden Sandschichten abgebaut. Nach einer längeren Betriebszeit unter anaeroben Bedingungen nahm die Zahl und die Aktivität der anaeroben Bakterien in der Säule zu.

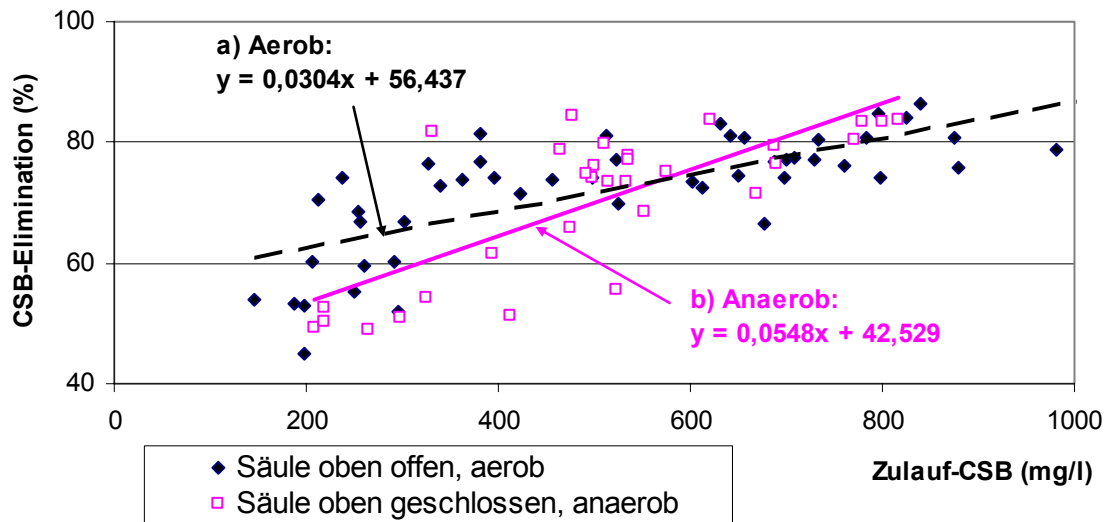


Abbildung 4.2.2.12: CSB-Elimination bei unterschiedlichen CSB-Konzentrationen für aeroben und anaeroben Säulenbetrieb (Säulenlänge: 125 cm)

4.2.2.6 Der Einfluss von zwischenzeitlichem Trockenlaufen einer Sandsäule auf die Umsetzungen von Abwasserinhaltsstoffen

Bei kontinuierlicher Beschickung einer Sandsäule mit Abwasser werden organische und anorganische Abwasserinhaltsstoffe eliminiert. Beispielsweise wurde der CSB um 72,0 %, der TKN um 65,0 % und der SAK um 69,1 % nach 1,25 m Sickerstrecke eliminiert. Es sollte die Frage geklärt werden wie die Elimination der Inhaltsstoffe beeinflusst wird, wenn für einen gewissen Zeitraum die Abwasserversickerung in der Sandsäule unterbrochen wird und die Säule dann wieder mit Abwasser beschickt wird. In einer Sandsäule von 1,25 m Länge wurde zuerst die Zugabe des Abwassers auf die Säule gestoppt und die Säule konnte leer laufen. Nach 11 Tagen wurde Abwasser von derselben Charge wieder auf die Säule gepumpt. Die Proben des Abwassers und des Sickerwassers wurden vor dem Leerlaufen und ab 24 Stunden nach erneuter Aufgabe von Abwasser täglich entnommen und analysiert. Die Ergebnisse sind in Abbildung 4.2.2.13-15 gezeigt.

Aus Abbildung 4.2.2.13 ist deutlich zu sehen, dass der CSB-, DOC- und SAK-Abbau in der Säule einen Tag nach der erneuten Beschickung mit Abwasser gleich gut wie vor dem Leer-

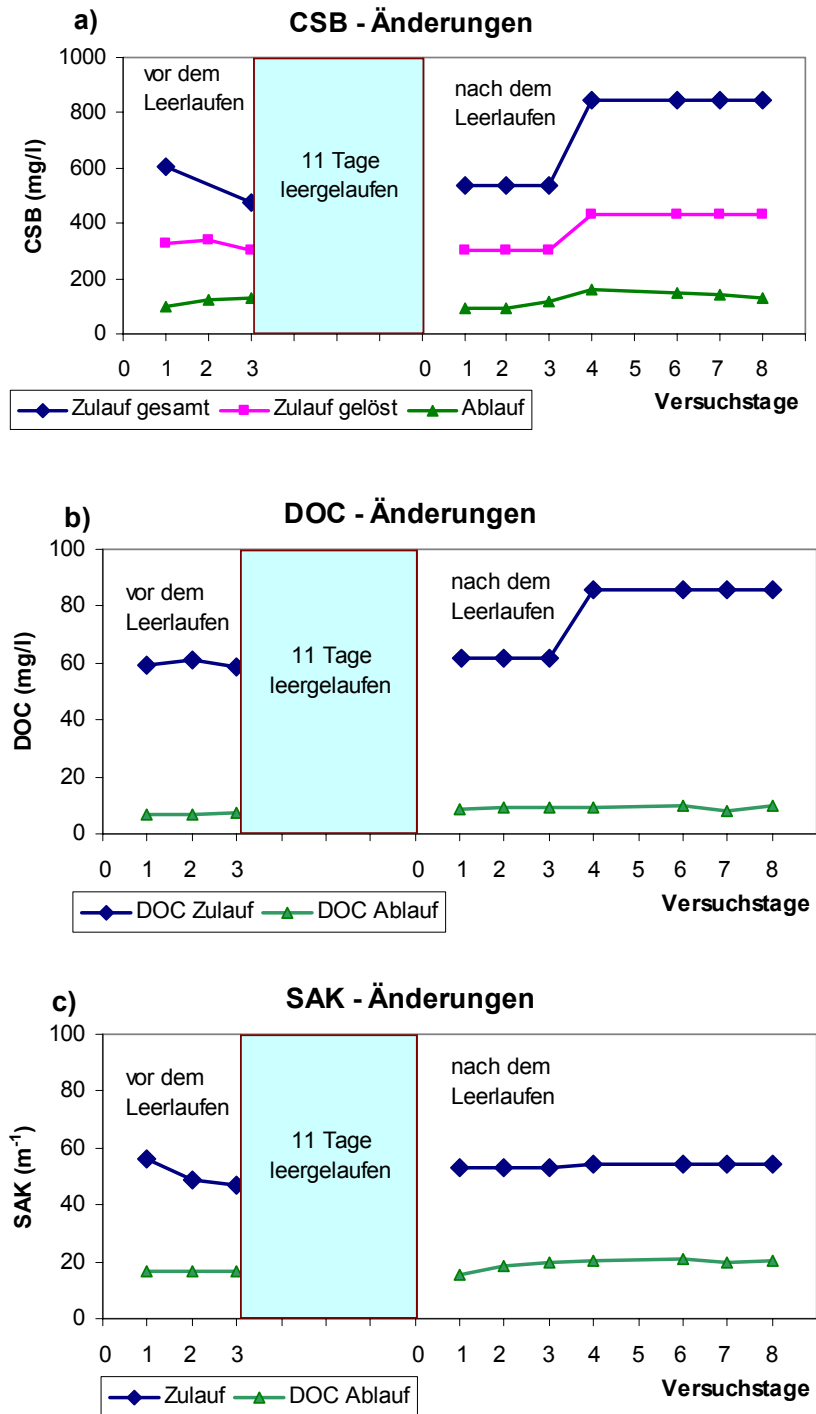


Abbildung 4.2.2.13: CSB, DOC und SAK im Sickerwasser einer Sandsäule vor dem Leerlaufen und nach erneuter Zugabe von Abwasser (Säulenlänge: 125 cm, anaerober Betrieb, Durchflußrate: 800 ml/d)

laufen war. Vor dem Leerlaufen schwankte der CSB_{gesamt} des aufgetragenen Abwassers zwischen 474 und 608 mg/l, wobei der gelöste Anteil im Bereich von 302 bis 341 mg/l lag. Die CSB_{gesamt} -Elimination betrug 73-83 %. Nach erneuter Zugabe von Abwasser blieb der CSB_{gesamt} des Abwassers bei 538 mg/l, der gelöste Anteil bei 300 mg/l wie vor dem Leerlaufen. Die CSB-Elimination in den ersten drei Tagen betrug 78-83 %. Ab dem vierten Tag wurde eine

neue Charge Abwasser auf die Säule gegeben mit einem $\text{CSB}_{\text{gesamt}}$ von 847 mg/l. Unmittelbar nach dem Wechsel nahm der CSB des Sickerwassers leicht zu mit wieder abnehmender Tendenz beim weiteren Säulenbetrieb. Die Werte nahmen von 158 mg/l auf 130 mg/l ab. Außerdem wurde der DOC und SAK beobachtet. Vor dem Leerlaufen und nach erneuter Beschickung mit Abwasser änderten sich die DOC-Werte vom Zulauf und Ablauf kaum. Der Abbau der aromatischen Verbindungen (SAK_{254}) erreichte ab dem ersten Tag nach erneuter Zugabe von Abwasser das Niveau wie vor dem Leerlaufen. Dies bedeutet, dass das 11-tägige Leerlaufen der Sandsäule die Eliminierung der organischen Stoffe nicht gestört hat. Es wurden keine höheren CSB-Ablaufwerte oder eine Biofilmlösung vom Sand der Säule beobachtet. Die Elimination von TKN und $\text{NH}_4\text{-N}$ wurde dagegen deutlich durch das Leerlaufen beeinträchtigt (Abbildung 4.2.2.14). Innerhalb der ersten sieben Tage nach der erneuten Beschickung mit Abwasser war der TKN und $\text{NH}_4\text{-N}$ des aufgetragenen Abwassers stabil während die Konzentrationen im Sickerwasser zunahmen (Abbildung 4.2.2.14 a und b). Da die Umsetzung von organischem Stickstoff zu $\text{NH}_4\text{-N}$ nach erneuter Beschickung des Abwassers

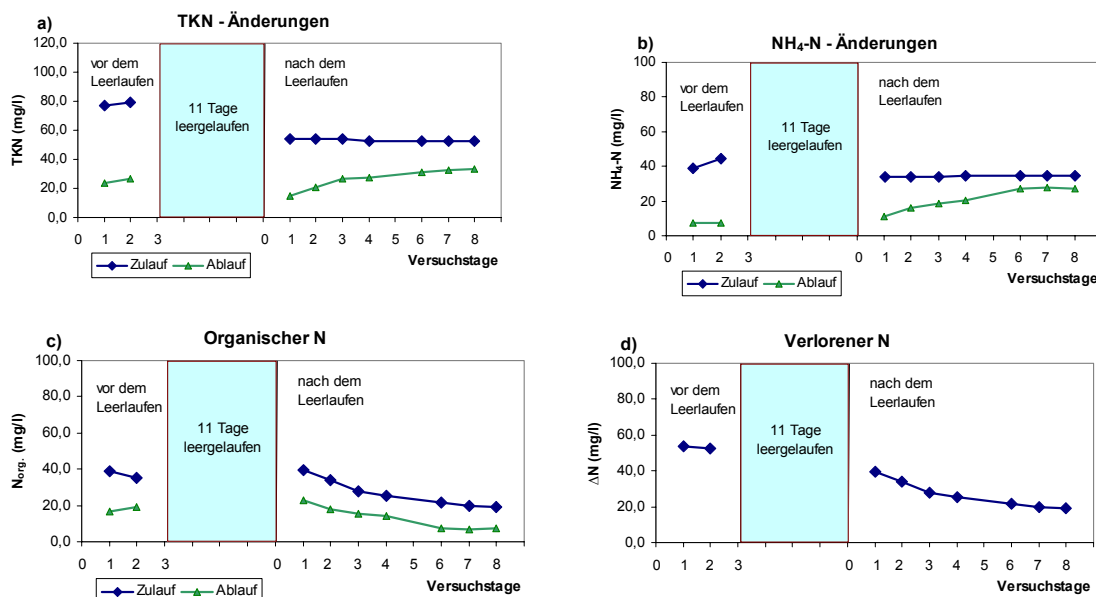


Abbildung 4.2.2.14: Änderungen verschiedener Stickstoffkomponenten in der Sandsäule vor dem Leerlaufen und nach erneutem Beginn der Abwasserversickerung (Säulenlänge: 125 cm, anaerober Betrieb, Durchflussrate: 800 ml/d)

stabil und fast gleich wie vor dem Leerlaufen war (Abbildung 4.2.2.14 c), fand sich die Ursache der Abnahme der TKN-Eliminierung in der Ammoniumoxidation. Der durch Denitrifikation entstandene gasförmige Stickstoff (verlorener N) nahm ab 24 Stunden nach erneuter Beschickung mit Abwasser ab. Innerhalb der ersten 8 Tage nach Wiederaufnahme der Abwasserversickerung nahm die Stickstoffelimination zu gasförmigen Abbauprodukten weiter

ab (Abbildung 4.2.2.14 d). Da kein Nitrat und Nitrit im Sickerwasser nachweisbar war (keine Akkumulation), musste die Geschwindigkeit der Denitrifikation größer als die der Nitrifikation ($V_{\text{Denitrifikation}} \geq V_{\text{Nitrifikation}}$) sein.

Die Konzentration von SO_4^{2-} - und PO_4^{3-} -Ionen im Sickerwasser wurde durch das Leerlaufen der Säule kurzfristig stark beeinflusst (Abbildung 4.2.2.15). Vor dem Leerlaufen wurden SO_4^{2-} -Ionen in der Sandsäule um ca. 50 % und PO_4^{3-} -Ionen kaum eliminiert. Innerhalb der ersten zwei Tage nach erneuter Beschickung der Säule mit Abwasser waren die beiden Ionen im Sickerwasser vermehrt nachweisbar. Danach war die Reduktion von SO_4^{2-} - und PO_4^{3-} -Ionen im Sickerwasser gleich wie vor dem Leerlaufen und blieb konstant. Daraus konnte abgeleitet werden, dass der in der Säule bei dem 11-tägigen Leerlaufen zugenommene Luftgehalt insbesondere

die Sulfatreduktion hemmte und das geringe verfügbare Substrat (kein Bakterienwachstum unter Verbrauch von Phosphat) zur Erhöhung der beiden Ionen-Konzentrationen im Sickerwasser führte.

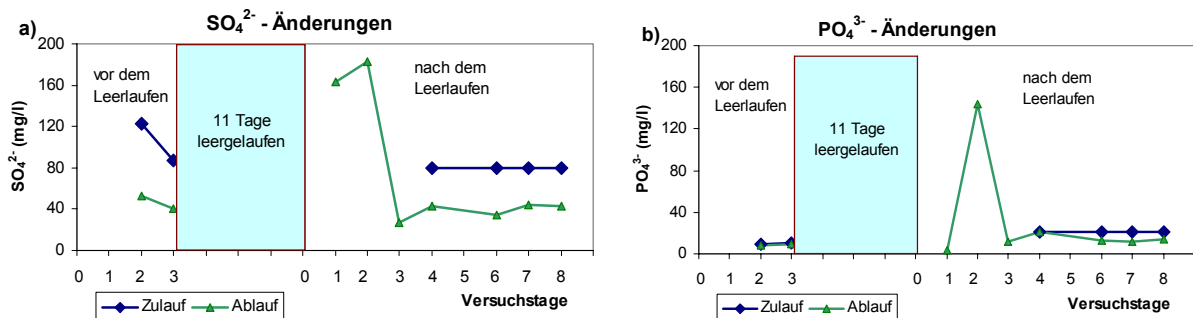


Abbildung 4.2.2.15: Änderungen der SO_4^{2-} - und PO_4^{3-} -Konzentration bei der Abwasserversickerung im Ablauf einer Sandsäule vor dem Leerlaufen und nach erneuter Zugabe von Abwasser (Säulenlänge: 125 cm, anaerober Betrieb, Durchflussrate: 800 ml/d)

4.3 pH-Wert-Änderungen

Die Änderung des pH-Wertes von Sickerwasser durch die Umsetzungen der Inhaltsstoffe im Boden wurde in vielen Veröffentlichungen diskutiert (Yu und Liu, 1990; Oladoja und Ademoroti, 2006). Im Humusboden kann durch die Gegenwart von Mikroorganismen eine Reihe von biologischen Umsetzungen ablaufen, die CO_2 bilden. Da dieses nicht schnell in die Atmosphäre entweichen kann, erhöht sich der Partialdruck des CO_2 . In der Humusschicht von Böden erreicht dieser Wert bis 10^{-2} bar und höher. Dagegen liegt er in der Atmosphäre nur bei etwa $3,5 \cdot 10^{-4}$ bar. Dadurch erreicht die Menge an gelöstem CO_2 im Wasser des Bodens Werte

von 3-5 mol/m³ (Frimmel, 1986). Yu und Li (1990) haben die pH-Änderungen in vier Böden in Südchina untersucht. Für stark sauren Boden stieg der pH-Wert von anfänglich 4,6 bis auf 6,5 nach 15 Tagen bei niedriger Konzentration der organischen Humusstoffe. Bei hohem Gehalt an organischen Stoffen nahm der pH drei Tage später von 5,0 bis auf 6,5, nach 15 Tagen auf 7,0 zu. Yu und Li beobachten eine Reduktion von MnO₂, Fe₂O₃ und NO₃⁻. Verbrauchte Protonen verursachten einen pH-Anstieg (Huang und Iskandar, 2000). Bei den Sandsäulen für die Abwasserversickerung wurde der pH während der Untersuchung regelmäßig gemessen.

Die Messergebnisse zeigten, dass die pH-Werte des Sickerwassers nach der Sickerstrecke von 125 cm immer höher waren als die des auf die Säule aufgetragenen kommunalen Abwassers. In Abbildung 4.3.1 werden die pH-Werte des Zulaufs und Ablaufs einer unsegmentierten Säule (125 cm lang) während 5 Wochen Abwasserversickerung gezeigt. Es ist zu sehen, dass der pH des Abwassers nur zwischen 7,6 und 7,9 schwankte während im Sickerwasser pH-Werte von 8,2-8,8 gemessen wurden. Es wird weiterhin beobachtet, dass die pH-Werte des Ablaufs im zentralen Bereich der Sandsäule (Ablauf_{innen}) über oder unter denen des peripheren Bereiches (Ablauf_{außen}) lagen. Für den unterschiedlichen pH-Wert zwischen den beiden Ablauffraktionen gab es keine Regelmäßigkeit.

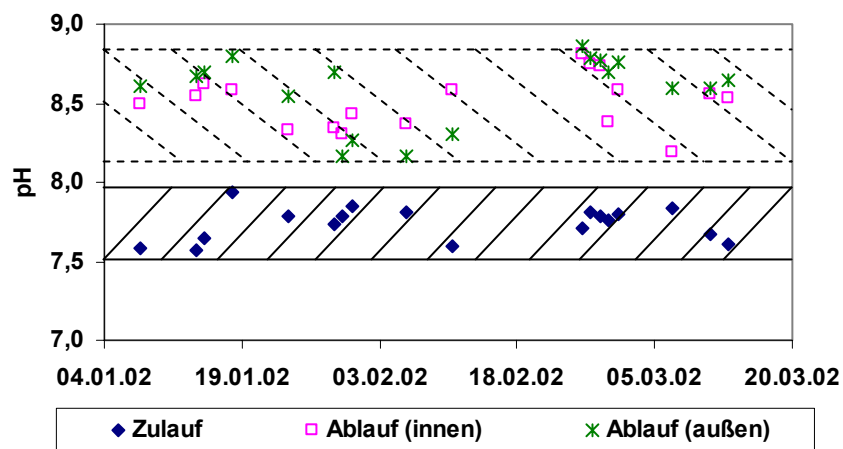


Abbildung 4.3.1: Änderungen der pH- Werte des zentralen und des randständigen Ablaufs in einer unsegmentierten anaeroben Sandsäule von 125 cm während der Versickerung des Abwassers

Bei der segmentierten Säule war der pH im Sickerwasser nach 125 cm ebenfalls immer höher als der des Abwassers im Zulauf (Abbildung 4.3.2). Im Sickerwasser bis 100 cm Sickerstrecke war der pH-Wert aber mehr oder weniger gleich wie im Zulauf. Im Vergleich zu 125 cm Sickerstrecke stiegen die pH-Werte bei der Abwasserversickerung nach 250 cm Sickerstrecke weiter an (Abbildung 4.3.3). Die Ursache, die zu den höheren pH-Werten geführt haben konnte, wird nachfolgend abgeschätzt.

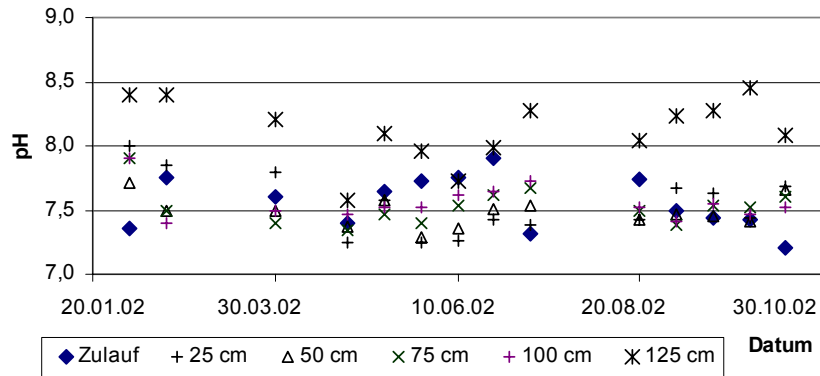


Abbildung 4.3.2: Änderungen der pH- Werte in einer segmentierten Sandsäule von 5 x 25 cm (anaerober Säulenbetrieb, Durchflussrate: 800 ml/d)

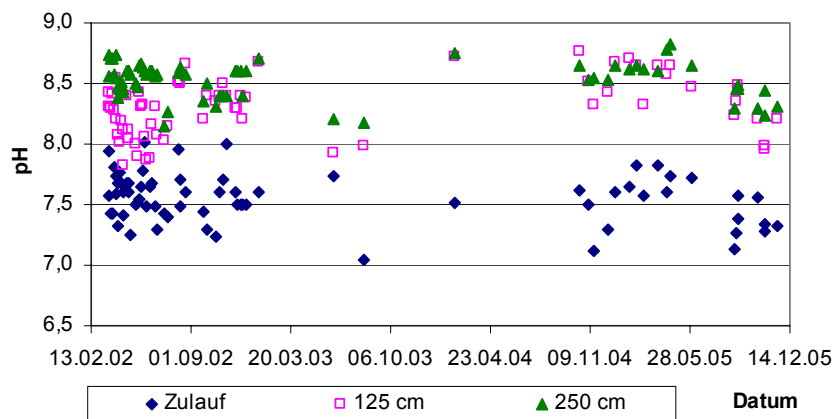


Abbildung 4.3.3: pH-Werte vom Abwasser und vom Sickerwasser nach 125 und 250 cm Sickerstrecke (anaerober Säulenbetrieb)

Viele Faktoren beeinflussen den pH im Boden, z.B. die Struktur des Bodens, der Partialdruck des CO_2 , die Umsetzungen der Abwasserinhaltsstoffe usw. Hierbei werden die Wirkungen des Füllmaterials der Säule (Sand +/- Biofilm) und der Gaszusammensetzung (Methan, Kohlendioxid und gasförmige N-Verbindungen) vernachlässigt und nur die physikalischen, chemischen und biologischen Reaktionen der Abwasserinhaltsstoffe im Boden diskutiert, um den pH-Anstieg zu erklären.

1. Kationenaustausch:

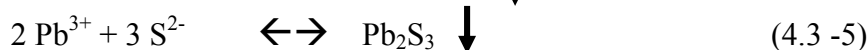
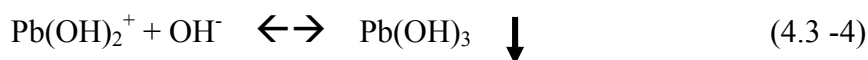
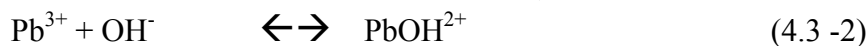
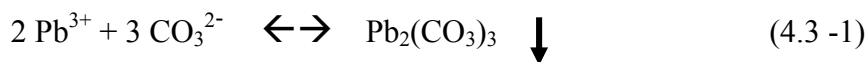
Bei einem pH von 7,0 bis 8,6 in einer Bodenlösung puffern Karbonat- bzw. Silikatverbindungen, in dem die Wasserstoffionen am Austauscher festgelegt werden und Alkali- und Erdalkali-Ionen freigesetzt werden (Walther, 1999). Dies führt zu einem pH-Anstieg. Die Messergebnisse von Ca^{2+} und Mg^{2+} zeigten, dass die Konzentrationen dieser beiden Kationen im Sickerwasser nach einer Sickerstrecke von 125 und 250 cm nicht höher waren als im Abwasser (Tabelle 4.3.1). Es wurden keine Ca^{2+} - und Mg^{2+} -Ionen aus dem Sand in das Abwasser abgegeben. Diese Ursache konnte also vernachlässigt werden.

Tabelle 4.3.1: Ca^{2+} , Mg^{2+} vom Zulauf und Ablauf von Sandsäulen nach 125 cm und 250 cm Sickerstrecke von Abwasser (anaerober Betrieb, Sickerrate: 800 ml/d)

	Zulauf	125 cm	250 cm
Ca^{2+}	58,3	55,8	55,0
Mg^{2+}	13,2	11,3	10,7

2. Fällung der Metallionen und Lösung der Metallsedimente:

Im pH-Bereich zwischen 7,0 und 8,6 werden Metallionen wie z.B. Pb, Fe, Cu, usw. durch chemische Reaktionen als Carbonate aus der Lösung gefällt. Zum Beispiel wird Pb^{3+} durch die folgenden Gleichungen aus dem Abwasser abgeschieden. Die Fällprozesse haben eine pH-Absenkung zur Folge. Die umgekehrten Reaktionen führten zu einer pH-Erhöhung.



Die durchschnittlichen Ergebnisse für Metallionenkonzentrationen nach 125 cm und 250 cm Sickerstrecke von Abwasser in einer Sandsäule in einem Jahr (10.2004 - 10.2005) sind in Tabelle 4.3.2 gezeigt. Die drei Metalle wurden nach einer Sickerstrecke von 0-125 cm bereits weitgehend eliminiert.

Tabelle 4.3.2: Metallionen vom Zulauf und Ablauf nach 125 cm und 250 cm Sickerstrecke (geschlossen, Sickerrate: 800 ml/d)

	Zulauf	125 cm	250 cm
Fe	0,729	0,014	0,054
Co	0,090	0,017	0,035
Pb	0,409	0,129	0,152

Bei Verlängerung der Sickerstrecke von 125 auf 250 cm nahmen die Konzentrationen von Eisen, Kobalt und Blei wieder leicht zu. Wenn die Metallionen mit CO_3^{2-} zu MeCO_3 umgesetzt würden, dann würden ca. 0,022 mmol/l HCO_3^{2-} verbraucht, um entstandene H^+ -Ionen zu puffern. Das Abwasser enthielt ca. 1,78 mmol/l gelösten anorganischen Kohlenstoff. Bei einem pH von 7,5 waren 93 % davon HCO_3^{2-} (Frimmel, 1986). Deswegen führte dies nicht zur Absenkung des pH.

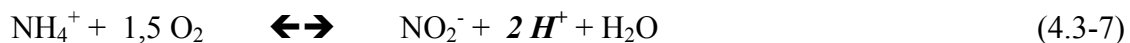
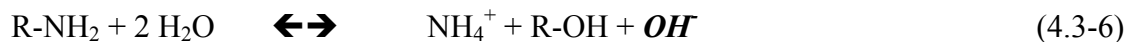
3. Die biologischen Reaktionen:

a) Umsetzung der organischen Stoffe (siehe Kapitel 2.3.2)

In der ersten Phase der anaeroben Umsetzung organischer Stoffe (Versäuerung) produzieren die anaeroben Bakterien Fettsäuren, was zur pH-Absenkung führt. Durch die Methanbildung der Methanbakterien wird der pH wieder neutralisiert.

b) Stickstoffumsetzung (siehe Kapitel 2.3.3)

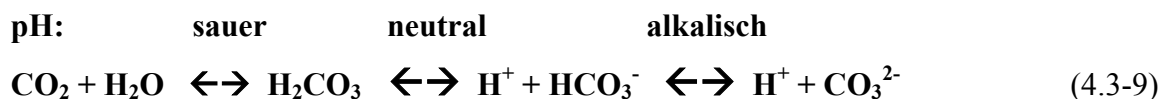
Die Stickstoffumsetzungen im Boden setzen sich aus folgenden Reaktionen zusammen (Gleichung 4.3-6, 4.3-7 und 4.3-8).



Bei den Umsetzungsprozessen von R-NH₂ zu NH₄⁺ entsteht OH⁻. Bei der Nitrifikation werden Wasserstoffionen gebildet. Es sinkt der pH-Wert. Bei Denitrifikation wird wieder HCO₃⁻ freigesetzt. Wenn Denitrifikation stattfindet, steigt der pH wieder an, weil Nitrat zu Stickstoff umgesetzt wird. Wenn die biologischen Reaktionen in einem System stabil laufen, bleibt der pH-Wert neutral.

4. Puffereffekt von HCO₃⁻

Kohlensäure und ihre Ionen liegen im Wasser nach folgender Gleichung vor.



Bei pH-Anstieg nimmt CO₂ ab und HCO₃⁻ sowie CO₃²⁻ nehmen zu (Frimmel, 1986). Im pH-Bereich zwischen 7,0 und 8,6 macht HCO₃⁻ einen großen Anteil in dieser Pufferlösung (>90 %) aus. Bei weiterer Erhöhung des pH-Wertes nimmt HCO₃⁻ ab und CO₃²⁻ steigt an.

In der ersten 125 cm Säule hatten die biologischen Reaktionen eine große Bedeutung. Der pH-Wert lag im schwach alkalischen Bereich. Durch die Pufferung von HCO₃⁻ wurde der pH ausgeglichen. HCO₃⁻ reagiert mit OH⁻ und führte zum Anstieg von CO₃²⁻. Die pH-Werte nahmen zu. Der pH nach einer Sickerstrecke von 125-250 cm war höher oder niedriger als der nach 0-125 cm Sickerstrecke (meist höher). Aufgrund der wenigen biologischen Reaktionen konnte der Grund auf die Änderungen von Metallkonzentrationen zurückgeführt werden. In Tabelle 4.3.2 ist ersichtlich, dass die Konzentrationen von Eisen-, Kobalt- und Blei-Ionen im Sickerwasser nach 250 cm Sickerstrecke wieder höher waren als nach 125 cm. Die in diesem Prozess entstandenen OH⁻-Ionen hatten die Zunahme der pH-Werte zur Folge.

Oladoja und Ademoroti (2006) haben pH-Werte gemessen. Der pH stieg von 6,7 im Abwasser auf 7,4 im Ablauf von einem Bodenfilter ohne Belüftung im Labor leicht an. In einer nachgeschalteten Säule nahm der pH weiter bis auf 8,10 zu.

4.4 Die Keimzahlreduktion bei der Abwasserversickerung

Das kommunale Abwasser enthält eine Vielzahl von unterschiedlichen Arten von Mikroorganismen. Bei der Versickerung durch eine Sandsäule oder im Boden änderte sich die Gesamtkeimzahl (GKZ) unter verschiedenen Randbedingungen. Die im Bodenwasser suspendierten und auf der Oberfläche der Sandkörner als Biofilme wachsenden Mikroorganismen verwenden die organischen Abwasserinhaltsstoffe als Energiequelle für die Vermehrung. Abgelöste Biofilme und die im Bodenwasser suspendierten Bakterien werden mit dem Sickerwasser aus der Säule gespült und im Ablauf nachgewiesen. Die Gesamtkeimzahl von aeroben und anaeroben Bakterien, coliformen Keimen sowie von *E. coli* des eingeleiteten Abwassers und des Sickerwassers aus der Sandsäule nach einer Betriebszeit von 28 und 54 Monaten in einer segmentierten Säule sind in Abbildung 4.4.1 dargestellt.

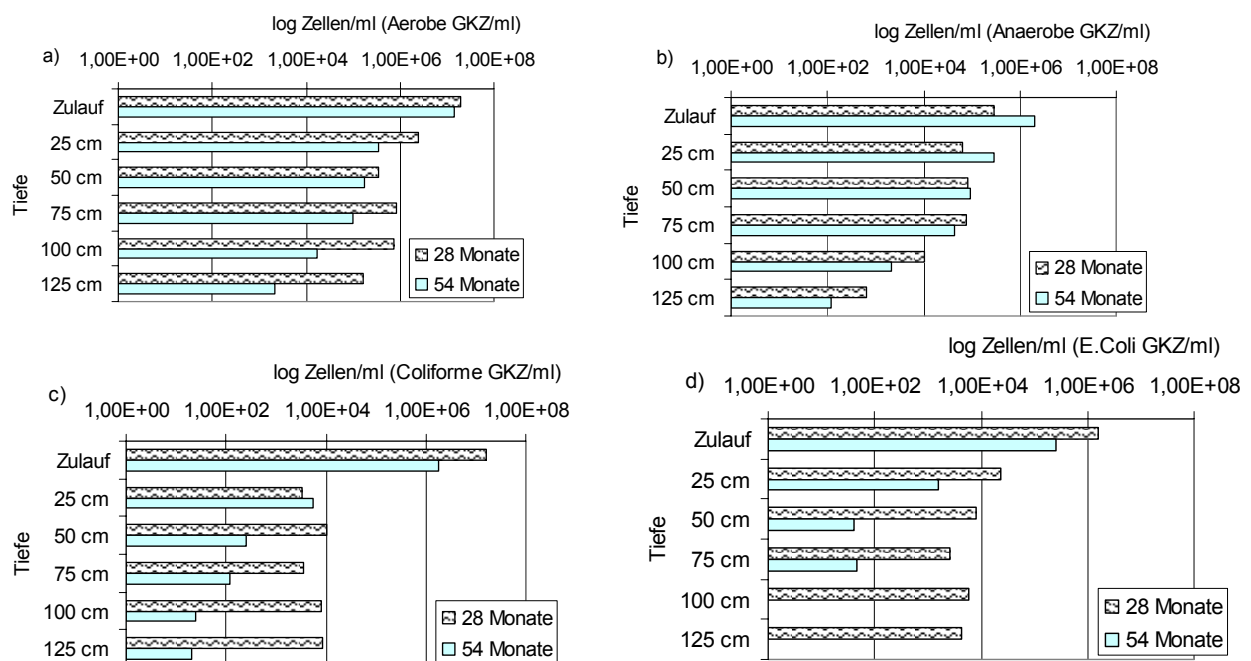


Abbildung 4.4.1: Keimzahlreduktion von aeroben und anaeroben Bakterien, coliformen Keimen sowie von *E. coli* nach verschiedener Betriebszeit einer Sandsäule für die Abwasserversickerung (Säulenlänge: 5 x 25 cm, geschlossen, Durchflussrate: 800 ml/d)

Nach einer Betriebszeit einer anaeroben Säule von 28 Monaten nahm die aerobe GKZ des Sickerwassers nach 125 cm Sickerstrecke um 98,3 % ab, da die aeroben Bakterien in der anaeroben Säule nicht wachsen konnten (Abbildung 4.4.1a). Da anaerobe Bakterien in der anaeroben Säule wuchsen, nahm die GKZ dieser Bakteriengruppe erst nach Substratverbrauch nach ca. 75 cm Sickerstrecke ab (Abbildung 4.4.1b). Im Sickerwasser betrug die Elimination 96,6 %. Coliforme Keime wurden offensichtlich in der Schlammschicht abfiltriert und/oder inaktiviert und waren nach 25 cm Sickerstrecke über 99,0 % reduziert (Abbildung 4.4.1c und d). Von 25-125 cm Sickerstrecke nahmen coliforme Keime nicht weiter ab. Gleiches gilt für *E. coli*.

Wird die Reduktion der Keimzahl von Abwasser bei der Versickerung durch eine Sandsäule nach einer Betriebszeit von 28 und 54 Monaten verglichen, so beobachtet man, dass die Elimination der oben erwähnten vier Gruppen von Bakterien mit Zunahme der Laufzeit deutlich höher wurde. Aus der Gesamtkeimzahl des Abwassers wurden die aeroben Bakterien in jeweils derselben Schicht nach 54 Monaten besser eliminiert als nach 28 Monaten. Für die anaeroben Bakterien blieb die GKZ nach 54 Monaten etwa gleich wie nach 28 Monaten. Coliforme Keime und *E. coli* wurden nach 54 Monaten mit zunehmender Sickerstrecke deutlich besser eliminiert wie nach 28 Monaten. *E. coli* war im Sickerwasser nach 75-125 cm Sickerstrecke nicht mehr nachweisbar. Die Beschaffenheit der Bodenmatrix spielte eine bedeutende Rolle. Mit der Betriebszeit bewuchsen immer mehr Bakterien die Sandschicht und bildeten auch in den unteren Schichten Biofilme aus. Die auf der Oberfläche der Sandkörner lebenden Mikroorganismen hatten einen optimalen Lebensraum. Die mit dem Abwasser in die Säule eingeleiteten Bakterien wurden primär in der Kolmationsschicht abfiltriert. Die restlichen Bakterien wurden bei der Versickerung absorbiert und konnten sich auf dem Sand gut als Biofilm etablieren. Daher kam es zur Abnahme der GKZ in Sickerwässer.

4.5 Gashaushalt der Sandsäulen während der Abwasserversickerung

Am Anfang gab es auf der Oberfläche der Sandsäule keine Schlammschicht. In den Poren war nur Luft, die etwa 21 % Sauerstoff enthält. Nach der Beschickung der Säule mit kommunalem Abwasser bildete sich allmählich eine Schlammschicht oben auf der Sandsäule aus. Zuerst war die Schlammschicht ganz dünn und nur zentral auf der Oberfläche. Mit fortschreitender Beschickung der Sandsäule mit Abwasser wurde die Fläche der Schlammschicht größer und die Schlammschicht immer dicker, bis die Oberfläche völlig mit einer Schmutzdecke bedeckt

war. Diese Kolmationsschicht verhinderte den weiteren Lufteintritt in die Säule. Der in der Säule vorhandene Sauerstoff wurde von den Mikroorganismen in der Schlammschicht und in der Sandschicht für die Veratmung der organischen Substanzen im Abwasser verbraucht. Damit nahm der O_2 -Gehalt in der Säule ab, bis vollkommen anaerobe Bedingungen vorherrschten. Unter anaeroben Bedingungen wurde Methan gebildet. Durch die Analyse von Gasen in den verschiedenen Zonen der Sandsäule konnte dieser Prozeß detailliert beschrieben werden. Die Messdaten der Gase in einer segmentierten Säule bzw. in den unsegmentierten Säulen, die oben offen oder mit Gummistopfen geschlossen war, wurden hier benutzt.

4.5.1 Gashaushalt in einer unsegmentierten Sandsäule

In Abbildung 4.5.1 sind Versuchsschema und die Ergebnisse der Sauerstoffzehrung bei verschiedenen Durchflussraten in einer aeroben, unsegmentierten Säule mit einer Länge von 1,25 m innerhalb der ersten 35 Tage nach Inbetriebnahme dargestellt. Die Säule hat fünf Stellen für die Gasprobenahme (siehe linken Teil der Abbildung 4.5.1), nämlich bei 15, 45, 75, 105 und 125 cm. Nach den Messergebnissen des Sauerstoffanteils konnte die Anfangsphase in drei Abschnitte eingeteilt werden. Bis zum 13. Tag reichte die erste Phase (aerob), wobei der Sauerstoffanteil in der Säule infolge der unterschiedlichen organischen Abwasserinhaltsstoffe schwankte aber insgesamt leicht abnahm. Die Schlammschicht bildete sich nur auf einem Teil

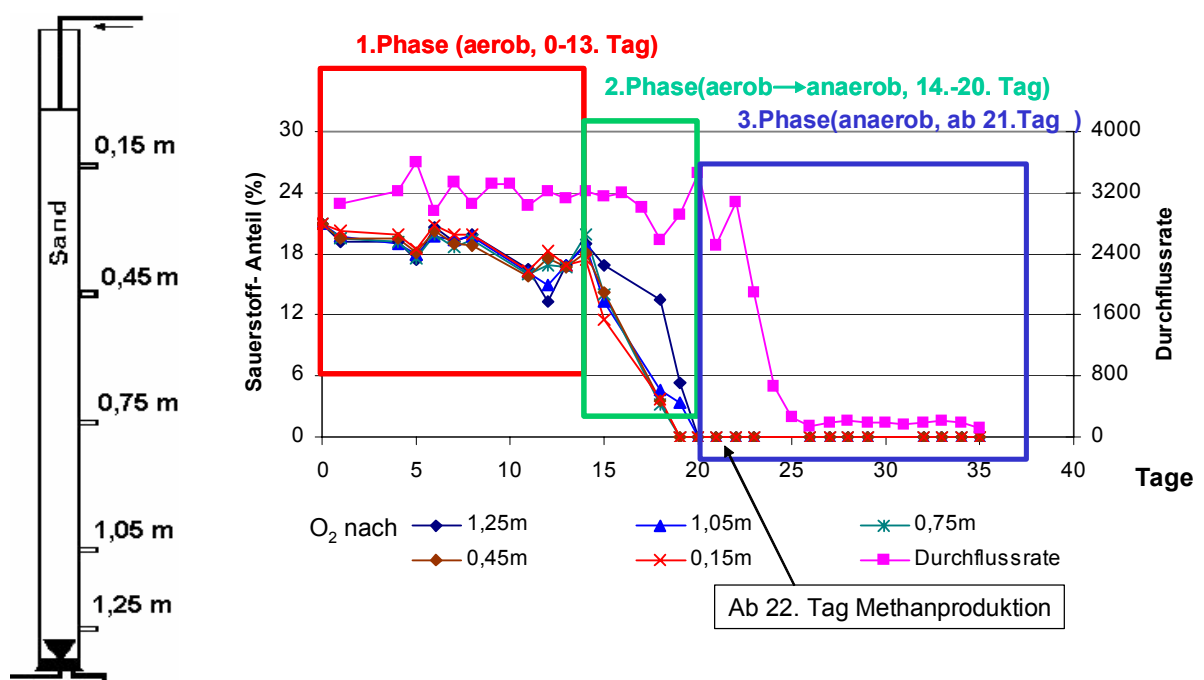


Abbildung 4.5.1: Sauerstoff in der Bodenluft einer aerob betriebenen Sandsäule (Säulenlänge: 125cm)

des oberen Querschnitts. Die Luft diffundierte ständig in die Säule, damit konnte der verbrauchte Sauerstoff weitgehend ausgeglichen werden. Zwischen dem 14. und 20. Tag war die zweite Phase (Übergangsphase von aerob zu anaerob), in der sich die Schlammschicht über der gesamten Oberfläche der Säule ausbildete. Der Sauerstoff wurde von den aeroben und anoxischen Bakterien auf der Oberfläche der Schlammschicht und in der oberen Sandschicht vollständig verbraucht und konnte so nicht in tiefere Schichten diffundieren. Das Innere der Säule war von der Luft und von O₂-Zutritt abgeschlossen. Der Sauerstoffanteil in der Bodenluft nahm kontinuierlich ab. Bei der Probenahmestelle in 15, 45 und 75 cm Tiefe wurde O₂ ab dem 19. Tag, bei 105 sowie 125 cm Tiefe ab dem 20. Tag nicht mehr nachgewiesen. Ab dem 21. Tag war die dritte Phase erreicht, in der die Säule unter anaeroben Bedingungen lief. Die gleichbleibenden Durchflussraten bewiesen, dass bis zum 22. Tag das Abwasser trotz der dünnen Schlammschicht ungehindert durch die Säule sickern konnte. Danach war die Kolmationsschicht so dick, dass sich das Abwasser oben auf der Säule aufgestaut hat und die Durchflussrate innerhalb von drei Tagen von 3200 bis auf 300 ml/d rasch abnahm. Bis zum 21. Tag wurde insgesamt 66,2 l Abwasser auf die Säule gegeben.

Als Kennzeichen für anaerobe Bedingungen wurde Methan ab dem 22. Tag bei der Probestelle von 0,15 m nachgewiesen (Abbildung 4.5.2), obwohl die Säule oben noch offen war. Vier Tage später kam bei allen Probestellen Methan vor. Nur ganz unten war die Methanbildung geringer und unterblieb vollständig nachdem Sauerstoff eingetreten war.

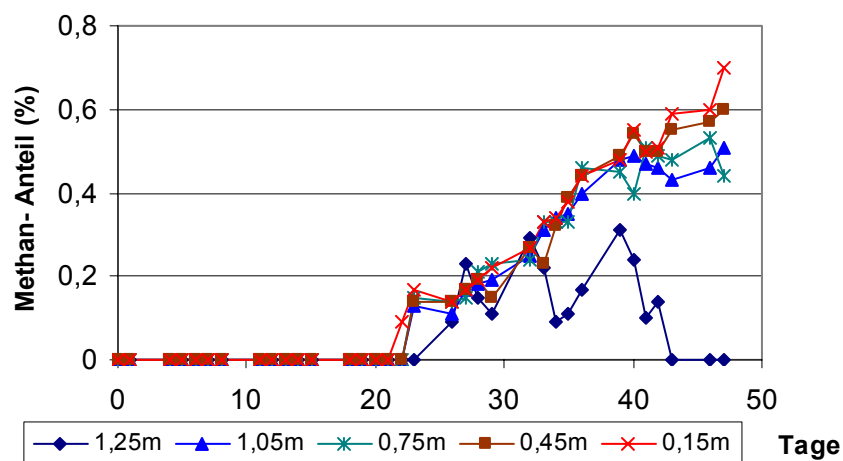


Abbildung 4.5.2: Methanbildung in der offenen Sandsäule während der ersten 50 Tage nach Inbetriebnahme (Säulenlänge: 125 cm)

Nach der Bildung der Kolmationsschicht auf der Säule wurde die Sandschicht ein „geschlossenes“ anaerobes System. Der Sauerstoff in dem Porenvolumen wurde zwischen dem

14. und 20. Tag von Mikroorganismen für den Abbau der organischen Stoffe aufgebraucht. Der Sauerstoff in den Poren wurde nach folgender Formel gerechnet.

$$O_2 \text{ (mg/d)} = \Sigma \frac{\Delta A_i \text{ (\%/d)} / 100 * V_{i, \text{Poren}} \text{ (ml)}}{22,4 \text{ (l/mol)} * 1000 \text{ (ml/l)}} * 32 \text{ (g/mol)} * 1000 \text{ (mg/g)} \quad (4.5-1)$$

ΔA_i : Differenz der gemessenen O_2 -Anteile zwischen zwei Tagen

$V_{i, \text{Poren}}$: Gasvolumen der Poren für die Teilschicht, = *Teilsäulenvolumen* * ψ (4.5-2)

Ψ : Porenanteil in Sandsäule, 40,2%

i: die Teilschicht, 0-15, 15-45, 45-75, 75-105 und 105-125 cm

Theoretisch verbraucht 1g abgebauter CSB von Kohlenhydraten ca. 1g Sauerstoff durch aerobe Reaktion. Deshalb kann die berechnete O_2 -Abnahme als abgebauter CSB betrachtet werden. Der täglich zugegebene und in der Säule eliminierte gelöste CSB wurde mit den gemessenen Daten gerechnet. Die Auswertungsergebnisse sind in Abbildung 4.5.3 dargestellt. Nach der Bildung der oberen Schlammschicht betrug der gesamte Sauerstoff in der Säule 984 mg. Da der biologisch leicht abbaubare CSB in der Schlammschicht und der oberen Sandschicht eliminiert wurde, bekamen die tieferen Sandschichten nur wenig CSB zum Abbau. Der Sauerstoff wurde in den oberen Schichten (wie z.B. 0-15, 15-45 und 45-75 cm) schneller als in den unteren Schichten gezehrt. So entstand eine Differenz der O_2 -Konzentrationen in vertikaler Richtung in der Säule. O_2 diffundierte von hoher zu niedriger Konzentration. Dies bewirkte, dass der O_2 in der verschlossenen Säule nicht schlagartig abnahm. Der Zehrungsprozess dauerte sechs Tage.

Vom zugeführten CSB machte der mit Sauerstoff abgebaute CSB nur einen kleinen Anteil des

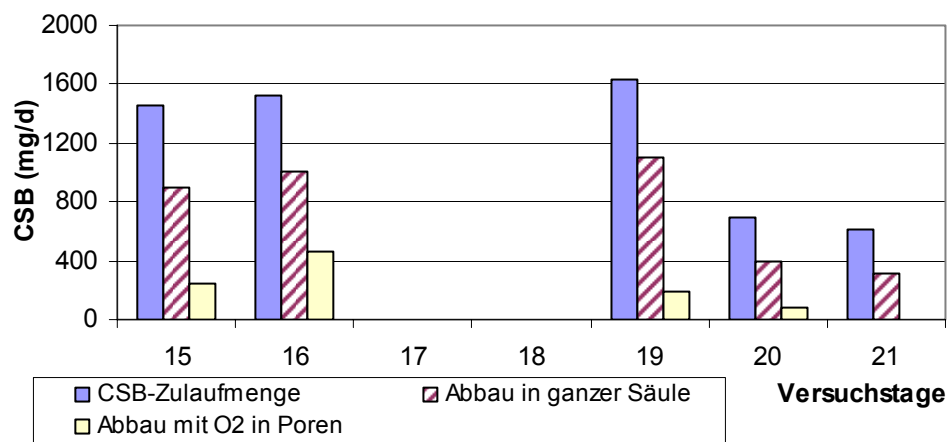


Abbildung 4.5.3: Vergleich des zugegebenen und in der Säule aerob und anaerob abgebauten CSB (offen, aerob mit Überstau, Säulenlänge: 125 cm)

in der Säule insgesamt abgebauten CSB aus. Dies bedeutet, dass die Schlammsschicht und die obere Sandschicht in dieser Phase beim Abbau der organischen Stoffe eine relevante Rolle spielte. Trotz der Anwesenheit von Sauerstoff eliminierten tiefere Sandschichten wenig CSB. Diese aus der O_2 -Zehrung gezogene Folgerung stimmt mit den vorherigen Ergebnissen der CSB-Elimination überein.

Ab dem 22. Tag wurde das erste Mal Methan in der Säule gebildet. Danach war es immer nachweisbar. In Abbildung 4.5.4 sind die Daten des Methans in verschiedenen Tiefen nach verschiedenen Betriebszeiten dargestellt. Aus der Biofilmbestimmung auf dem Sand einer geschlachteteten Säule wurde festgestellt, dass die anaerobe Gesamtkeimzahl in der oberen Kolmationsschicht und in der oberen 0-5 cm dicken Sandschicht über 10fach höher war als in der Sandschicht von 10-30 cm, und 1000fach höher war als in der Sandschicht von 70-90 cm (An *et al.*, 2004). Die bioverfügbaren und abbaubaren Substrate wurden mit zunehmender Tiefe weniger. Diese beiden Faktoren bestimmten, dass die Methanproduktion mit Zunahme der Sickerstrecke verringert wurde. Bei den gemessenen Ergebnissen gab es Ausnahmen. Am 324. Tag war bei der Tiefe von 75 cm der Methananteil geringfügig höher als bei 15 cm und 45 cm. Eine Möglichkeit der Erklärung wäre eine Kurzschussströmung des Abwassers, sodass ein höherer Anteil leicht abbaubarer Stoffe in größere Tiefe gelangte.

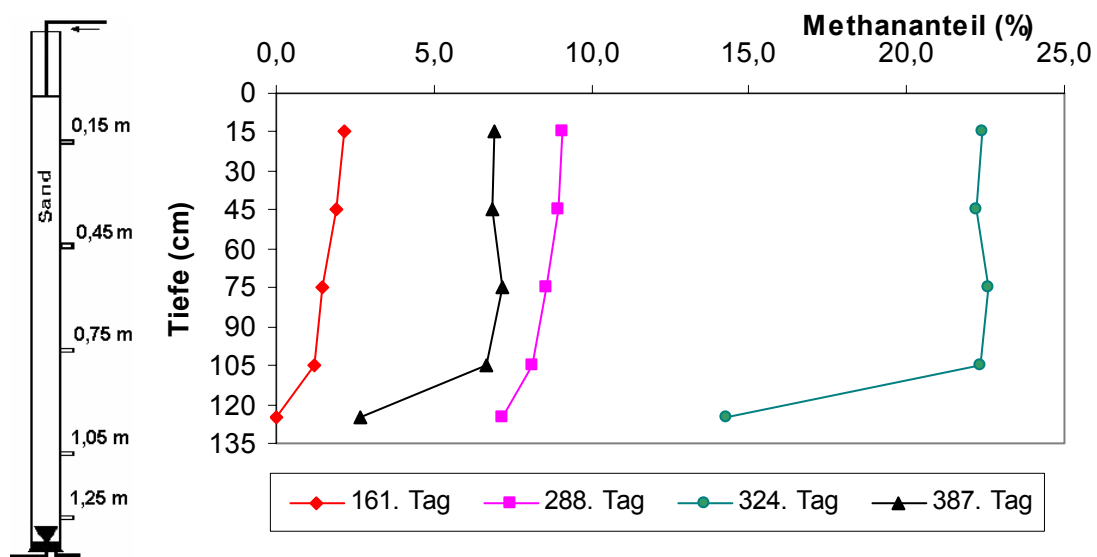


Abbildung 4.5.4: Änderungen des Methangehaltes in verschiedenen Tiefen der Sandsäule nach zunehmender Betriebszeit (Säulenlänge: 125 cm, am 161. Tag offen aerob, am 288., 324. bzw. 387. Tag geschlossen anaerob)

Bei der Messung des Methangehaltes nach verschiedenen Betriebszeiten wurde beobachtet, dass die Änderungen des Methananteils nicht abhängig von der Versuchsdauer waren. Natürlich stieg die Konzentration von Mikroorganismen in der Säule mit der Betriebszeit an, da das kommunale Abwasser eine große Menge an Bakterien enthielt und die Sandsäule gute Lebensbedingungen geboten hatte. Nachdem die Gesamtkeimzahl in der Säule ein bestimmtes Niveau erreichte, führte das weitere Wachstum aber zu keinem erhöhten Umsatz mehr. Der Methananteil war am 387. Tag weniger als am 288. und am 324. Tag. Diese Erscheinung konnte aus der CSB-Fracht erklärt werden. In der Tabelle 4.5.1 wurden die Durchflussrate durch die Sandsäule und der CSB des Abwassers angegeben. Am 161. Tag betrug der CSB 267 mg/l und die Durchflussrate 1,6 l/d. Am 288. Tag lag die Durchflussrate bei 1,0 l/d und war damit geringer als am 161. Tag, aber der CSB war fast doppelt so hoch. Der in die Säule eingeleitete CSB betrug 5,1 g/d am 288. Tag und war damit 4,2 g/d höher als am 161. Tag. Deshalb war auch der Methananteil mehr. Am 324. Tag nahm der CSB auf 630 mg/l und die Durchflussrate auf 1,8 l/d zu. Die CSB-Fracht der Säule erhöhte sich wieder und der Methananteil stieg weiter bis auf 23% an. Am 387. Tag wurde das Abwasser mit dem höchsten CSB von 813 mg/l zugepumpt, während die Durchflussrate wegen einer Verstopfung nur bei 0,1 l/d lag. Die geringere Fracht des eingeleiteten CSB hatte eine niedrigere Methanproduktion zur Folge. Daraus kann man ersehen, dass der Methangehalt in der Säule von der Sickerstrecke und der CSB-Fracht des Abwassers abhing.

Tabelle 4.5.1: Durchflussraten und CSB während des Versuches (Säulenlänge: 125 cm)

Tag	CSB _{Zulauf} (mg/l)	Durchflussrate (l/d)	Bemerkung
161. Tag	267	1,6	aerober Säulenbetrieb
288. Tag	512	1,0	anaerober Säulenbetrieb
324. Tag	630	1,8	anaerober Säulenbetrieb
387. Tag	813	0,1	anaerober Säulenbetrieb

4.5.2 Gashaushalt in einer segmentierten Sandsäule

Die gesamte Länge der segmentierten Säule betrug 125 cm, aufgeteilt in 5 x 25 cm Teilsäulen. Sie war damit genauso lang wie die unsegmentierte 125 cm lange Säule. Der Unterschied zwischen den beiden Säulen lag darin, dass die Teilsäulen der segmentierten Säule nacheinander durch Verbindung mit siphonartigen Schläuchen geschaltet wurden (Abbildung

4.5.5 linkes Schema). Jede Teilsäule war ein in sich geschlossenes System. Gase konnten nur innerhalb der fünf Teilsäulen diffundieren. So können die Gas-Änderungen mit zunehmender Sickerstrecke besser erfaßt werden.

Nach der Zugabe vom Abwasser auf die segmentierte Säule wurde Kohlendioxid aus dem aeroben Abbau von Schmutzkomponenten innerhalb von 0-100 cm Sickerstrecke schon einen Tag später nachgewiesen, in der untersten Teilsäule von 100-125 cm Sickerstrecke erst nach 13 Versuchstagen. Für die unsegmentierte Säule war infolge der Diffusion der Gase bei jeder Tiefe CO_2 nachgewiesen worden.

In Abbildung 4.5.5 sind die Methananteile in den verschiedenen Teilsäulen nach unterschiedlicher Laufzeit dargestellt. Es ist deutlich zu beobachten, dass der Methangehalt mit

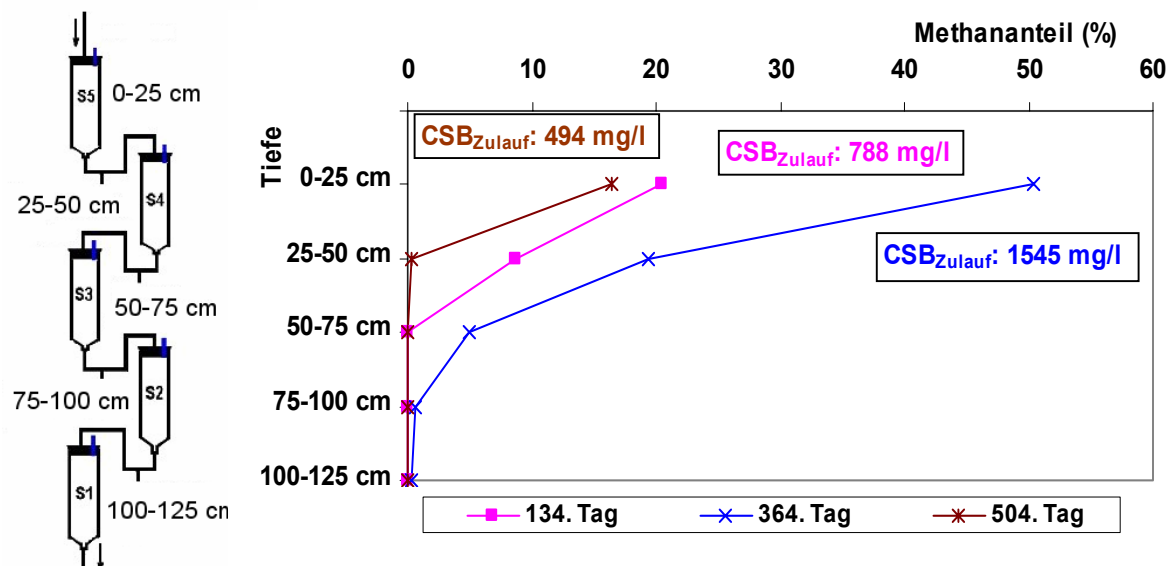


Abbildung 4.5.5: Methananteil im Sand in verschiedenen Tiefen nach verschieden langer Abwasserversickerung in der segmentierten Säule (5 x 25 cm, am 134. Tag offen, am 364. bzw. 504. Tag geschlossen, Durchflussrate: 800 ml/d)

Zunahme der Sickerstrecke abnahm. Weil die Durchflussrate auf ca. 800 ml/d konstant eingestellt war, hatte die CSB-Konzentration des Abwassers einen Einfluss auf die Methanproduktion. Am 504. Tag betrug der CSB des Abwassers 494 mg/l. Die organischen Stoffe wurden hauptsächlich in der ersten Säule (0-25 cm) abgebaut. Der entsprechende Methangehalt lag bei 16,4 %. Der geringe Rest-CSB sickerte weiter in die nächste Säule. Dort wurden nur 0,34 % Methan produziert. Am 134. Tag wurde Abwasser mit einem CSB von 788 mg/l auf die Säule gepumpt. Die in der ersten Teilsäule nicht abgebauten organischen Stoffe (Überlastung) wurden in der zweiten Teilsäule (25-50 cm) eliminiert. So stieg der Methananteil nicht nur in der ersten Teilsäule auf 20,4 %, sondern auch auf bis 8,75 % in der zweiten

Teilsäule. Am 364. Versuchstag lag die CSB-Konzentration des Abwassers infolge des Zusatzes von Molke bei 1545 mg/l. Bei so hohen Konzentrationen an leicht abbaubaren organischen Stoffen hatten auch die dritte und vierte Teilsäule (50-75 und 75-100 cm) neben der ersten und zweiten (0-25 und 25-50 cm) abbaubares Substrat erhalten. Der Methananteil in der ersten Säule erreichte 50,4 %, in den folgenden drei Säulen lag er bei 19,5 % (25-50 cm), 4,9 % (50-75 cm) und 0,6 % (75-100 cm). Obwohl das Abwasser einen hohen CSB enthielt, wurde eine signifikante Methanbildung in der fünften Teilsäule (100-125 cm) nicht nachgewiesen. Wie in der unsegmentierten Säule war die Methanentstehung stark abhängig von der CSB-Fracht. Sie setzte erst dann ein, nachdem sich über eine längere Betriebszeit ein Biofilm auf dem Sandkörner ausgebildet hatte.

Die zeitlichen Methanänderungen in den fünf Säulen mit zunehmender Betriebszeit zeigt Abbildung 4.5.6. Ab dem 347. Tag wurde Abwasser mit Molke zugegeben. Da die Probenahmestelle von der ersten Säule mit Wasser gefüllt war, konnte die Probe nicht entnommen werden. Methan in den anderen vier Teilsäulen wurde an diesem Tag nicht nachgewiesen. Nach drei Tagen stieg der Methananteil in der Säule von 25-50 cm auf 8,1 % an. Am 361. Tag war in der Säule 50-75 und 75-100 cm, am 364. Tag sogar in der Säule 100-125 cm Methan nachweisbar. Bis zum 386. Tag betrug der Methananteil in den Säulen von oben nach unten 62,4 %, 37,9 %, 10,2 % und 0 %.

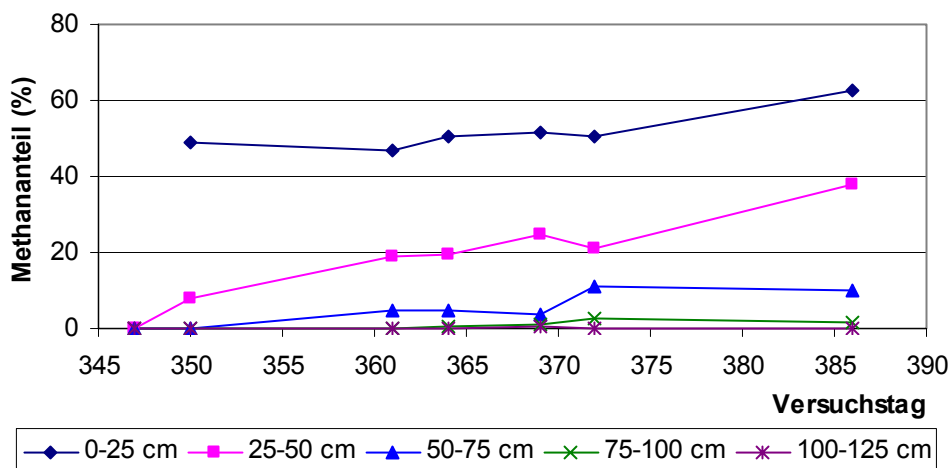


Abbildung 4.5.6: Methanbildung in der segmentierten Säule bei hoher CSB-Fracht (5 x 25 cm, anaerobe Betriebsweise, Durchflussrate: 800 ml/d)

Da die tieferen Bodenschichten infolge des Anstiegs der CSB-Konzentrationen des Abwassers auch mehr organische Stoffe bekamen, entstand unter anaeroben Bedingungen Methan. Weil der CSB vom kommunalen Abwasser üblicherweise maximal 1000 mg/l betrug, ist nur bis zu einer Sickerstrecke von 75 cm mit Methanproduktion zu rechnen.

4.6 Änderungen der hydraulischen Aufenthaltszeit (HRT) (t_{50}) bei verschiedenen Randbedingungen in Sandsäulen

Die Änderungen der Randbedingungen führten zu einer unterschiedlichen hydraulischen Aufenthaltszeit des Abwassers in der Säule. Zur Bestimmung der Verweilzeit des Abwassers in den Säulen wurden Tracerversuche mittels KCl-Lösung (Konzentration 2 mol/l) durchgeführt. Dazu wurde 5 ml KCl-Lösung einmalig mit einer Spritze von oben auf die Säule aufgespritzt. Ab diesem Zeitpunkt ($t=0$) wurden die Abläufe mittels eines Fraktionskollektors (FRAC-100, Pharmacia) nach einem bestimmten Zeitabstand (z.B. alle 30 Minuten) gesammelt und deren Leitfähigkeit gemessen. Das Verhältnis der ausgelaufenen und zugegebenen Tracermenge wurde berechnet und dann mit der Versuchszeit zusammen in einem Diagramm gezeichnet. Wenn die Hälfte der zugegebenen Tracermenge in Ablauf erschienen war, wurde der entsprechende Zeitpunkt (t_{50}) die mittlere hydraulische Aufenthaltszeit (t_m) genannt (Hill, Literaturstudie, 1983).

Eine typische Ganglinie der Tracer-Konzentrationen und der Akkumulation des Tracers im Auslauf ist in Abbildung 4.6.1 dargestellt. Nach der Aufgabe der KCl-Lösung lief die Salzlösung nach einer bestimmten Zeit (in Abbildung 4.6.1 nach ca. 12 Stunden) im Ablauf aus. Dabei nahm die KCl-Konzentration schnell bis zum Maximum zu. Danach sank sie wieder ab bis das Tracermaterial komplett durchgelaufen war. Wegen der Adsorption des Tracers am

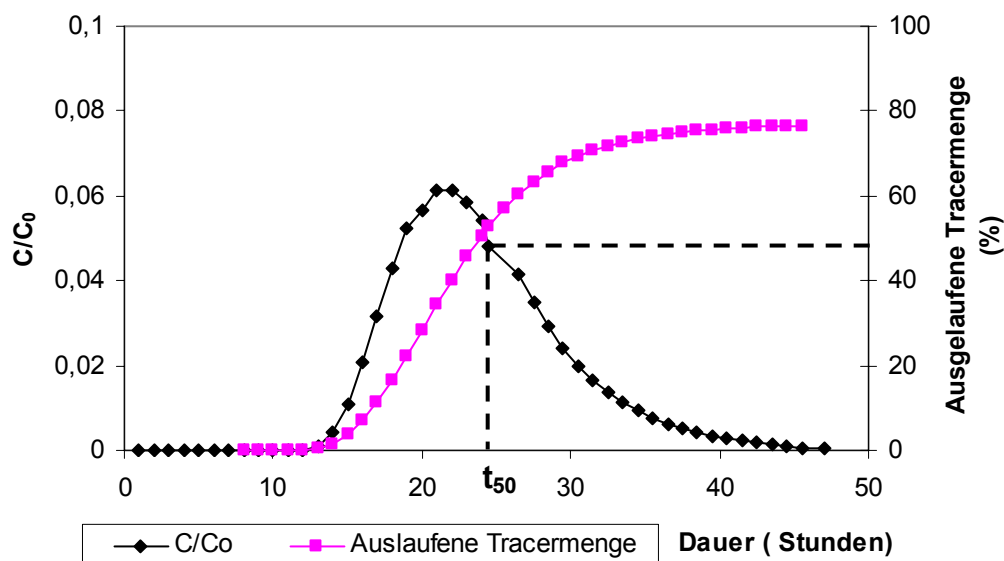


Abbildung 4.6.1: Typische Ganglinie der Auslaufkonzentration und Akkumulation von KCl im Auslauf einer 110 cm langen Sandsäule (Durchflussrate: 800 ml/d, anaerober Betrieb)

Biofilm war ein langes „tailing“ nach Erreichen des Maximums zu beobachten. Im Folgenden werden die hydraulischen Aufenthaltszeiten bei verschiedenen Randbedingungen (Durchflussrate, Länge und Betriebszeit) diskutiert.

4.6.1 Mittlere hydraulische Aufenthaltszeit (t_{50}) bei verschiedenen Durchflussraten (Säulenlänge: 1,25 m)

Die Bestimmung der hydraulischen Aufenthaltszeit bei verschiedenen Durchflussraten wurde mittels einer Sandsäule mit einer Länge von 125 cm durchgeführt, die über 3 Jahre betrieben wurde. Oben in der Säule war eine Schlammschicht ausgebildet, die Sandschicht war mit einem Biofilm bewachsen. Die Durchflussrate wurde auf 800, 1600, 3200 und 6400 ml/d eingestellt. Die akkumulierte ausgelaufene Tracermenge (%) aus der Säule ist in Abbildung 4.6.2 dargestellt. Es ist deutlich zu beobachten, dass das Tracermaterial schon nach kurzer Zeit im Auslauf der Säule bei der höchsten Sickerate von 6400 ml/d auftrat, ca. 2,4 Stunden nach der Zugabe von KCl-Lösung. Danach lief das Tracermaterial rasch aus der Säule, nach weiteren 5,5 Stunden waren 50 % der zugegebenen Tracermenge ausgelaufen. Die mittlere Verweilzeit (t_{50}) betrug 7,9 Stunden.

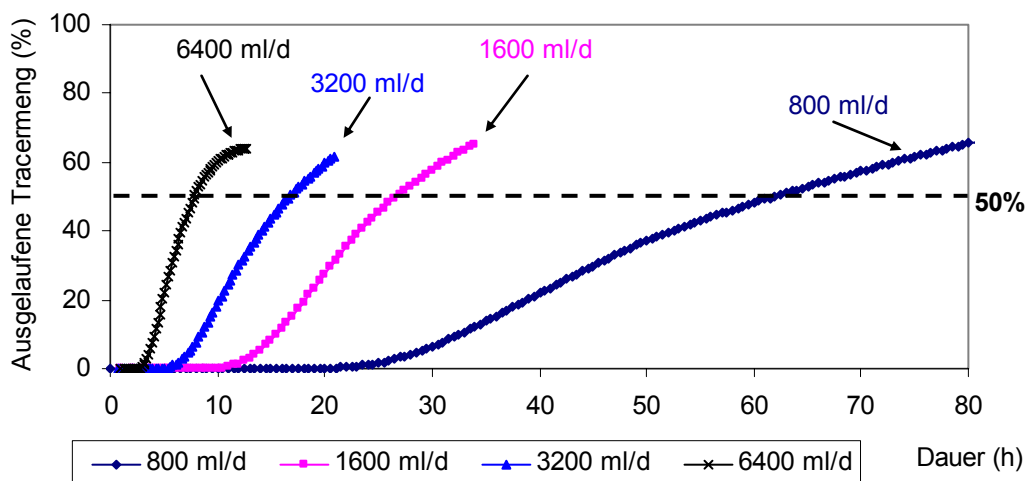


Abbildung 4.6.2: Akkumulationsganglinie der Tracermenge im Auslauf einer Sandsäule für verschiedene Durchflussraten (Säulenlänge: 125 cm, geschlossen)

Mit der Verringerung der Durchflussrate wurde der Zeitpunkt verschoben, an dem der Tracer den Ablauf erreichte. Die t_{50} verlängerte sich ebenfalls. Bei der Durchflussrate von 3200 ml/d war der Tracer nach 4,5 h am Säulenende angekommen und nach 16,6 h waren 50 % eluiert. Bei einer Sickermenge von 1600 ml/d erreichte der Tracer das Säulenende nach 9,5 h und nach

26,7 h waren 50 % eluiert. Die mittlere Verweilzeit bei einer Sickermenge von 800 ml/d war 61,9 Stunden, etwa 8-fach länger als bei 6400 ml/d.

Theoretisch hat die hydraulische Aufenthaltszeit ein umgekehrtes Verhältnis mit der Durchflussrate. In Tabelle 4.6.1 ist der Vergleich der theoretischen und gemessenen Ergebnisse

Tabelle 4.6.1: Vergleich der theoretischen und gemessenen Ergebnisse der HRT bei verschiedenen Durchflussraten (HRT bei 6400 ml/d als Bezugspunkt) (Säulenlänge: 125 cm, geschlossen)

Durchflussrate (ml/d)	Gemessene HRT (h)	Theoretische HRT (h)	Verhältnis (Gemessen /Theoretisch)
6400	7,9	7,9	1,00
3200	16,6	15,8	1,05
1600	26,7	31,2	0,84
800	61,9	63,2	0,98

bei verschiedenen Durchflussraten dargestellt. Es wird angenommen, dass die gemessene HRT bei 6400 ml/d die theoretische HRT ist. So kann die theoretische HRT bei 3200, 1600 und 800 ml/d auf 15,8 h, 31,2 h und 63,2 h berechnet werden (Tabelle 4.6.1). Von den Verhältnissen (gemessen/theoretisch) ist ersichtlich, dass außer für 1600 ml/d Sickermenge die Verweilzeit mit der Durchflussrate umgekehrt proportional war. Die Ursache, die zu der Abweichung bei 1600 ml/d führte, wird im folgenden diskutiert.

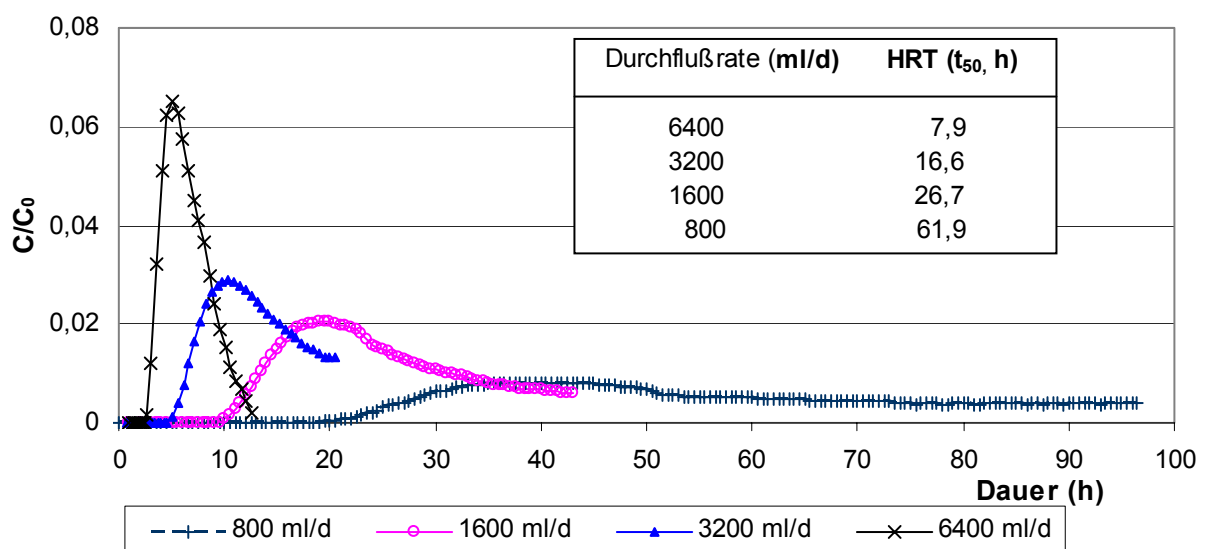


Abbildung 4.6.3: Elution des Tracers bei verschiedenen Durchflussraten (Säulenlänge: 125 cm, geschlossen)

Aus der Abbildung 4.6.3 wird ersichtlich, dass die Verweilzeit (t_{50}) abhängig von der ersten Nachweiszeit des Tracermaterials im Ablauf und von der Elutionskonzentration ist. Die erste Nachweiszeit für die Durchflussrate von 6400, 3200, 1600 und 800 ml/d betrug jeweils 2,4, 4,5, 9,5 und 19,0 Stunden. Wie erwartet ist das Verhältnis zwischen der Durchflussrate und der ersten Nachweiszeit beinahe umgekehrt proportional. Simultan wird beobachtet, dass die im Auslauf nachgewiesene Elutionskonzentration (z.B. die höchste Elutionskonzentration) mit abnehmender Durchflussmenge sank. Aber bei der Durchflussrate von 1600 ml/d war die Konzentration (z.B. das höchste C/C_0) nicht umgekehrt proportional mit der Durchflussrate. Dies hatte eine Abweichung der HRT vom theoretischen Wert zur Folge. Der Grund, der die Auslaufkonzentration des Tracers bei 1600 ml/d erhöhte, ist nicht klar.

4.6.2 Mittlere hydraulische Aufenthaltszeit (t_{50}) bei verschiedenen Sickerstrecken (Durchflussrate: 800 ml/d)

Die Bestimmung der mittleren hydraulischen Aufenthaltszeit bei verschieden langen Sickerstrecken wurde bei konstanter Durchflussrate von 800 ml/d durchgeführt. Die Länge der verwendeten Säulen betrug 25, 50, 75 und 125 cm. Weil die Betriebszeit der Säulen mehr als 40 Monate war, gab es in allen Säulen eine Schlammschicht auf der oberen Sandschicht und einen Biofilm auf dem Sand. Deshalb wurde die Verweilzeit auch in der Schlammschicht alleine bestimmt. Die Elution des Tracers in allen Säulen mit verschiedenen Längen ist in Abbildung 4.6.4 dargestellt.

Die Dicke der Schlammschicht betrug ca. 2 cm. Zwei Minuten nach der Zugabe der KCl-Lösung wurde der Tracer im Ablauf nachgewiesen (Tabelle 4.6.2). Nach 3,6 Stunden erreichte

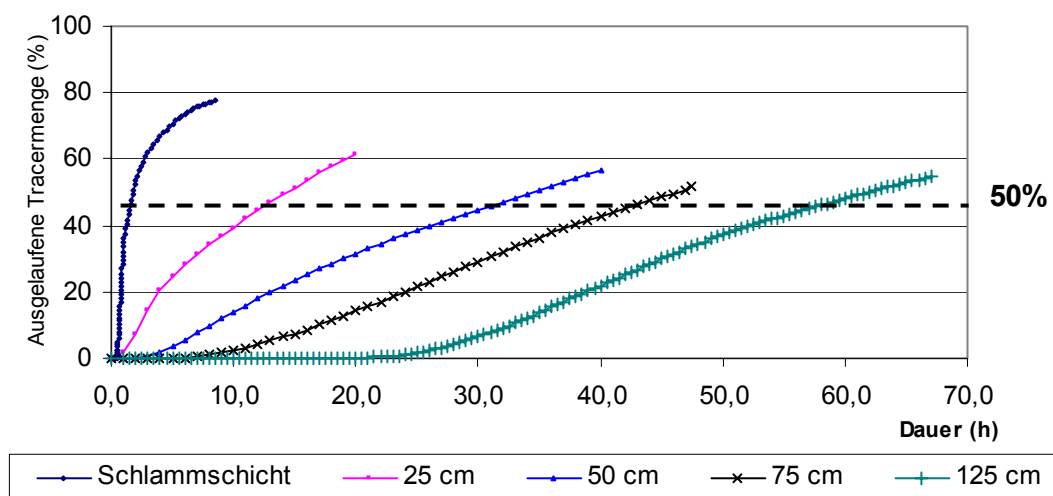


Abbildung 4.6.4: Akkumulationsganglinie der Tracermenge im Auslauf von Sandsäulen nach verschiedenen Sickerstrecken (Durchflussrate: 800 ml/d, geschlossen)

die ausgelaufene Tracermenge 50 % der zugegebenen Tracermenge (t_{50}). Für eine Sickerstrecke von 25 cm (mit Schlammschicht) betrug der Zeitpunkt des ersten Nachweises des Tracers im Auslauf 1 Stunde und t_{50} 14,7 Stunden. Für die Sickerstrecken von 50, 75 und 125 cm lagen die ersten Nachweiszeiten des Tracers bei 2,0, 4,0 und 13,0 Stunden, die entsprechenden Verweilzeiten bei 34,4, 46,4 und 61,9 Stunden. Neben der Schlammschicht verlängerte die mit einem Biofilm bewachsene Sandschicht die hydraulische Aufenthaltszeit.

Tabelle 4.6.2: Erste Nachweiszeit des Tracers und Verweilzeit in Sandsäulen nach verschiedener Länge

Länge/Sickerstrecke (cm)	Erste Nachweiszeit (h)	Verweilzeit (t_{50}) (h)
Schlammschicht	2 Minuten	3,6
25 cm mit Schlammschicht	1	14,7
50 cm mit Schlammschicht	2	34,4
75 cm mit Schlammschicht	4	46,4
125 cm mit Schlammschicht	19	61,9

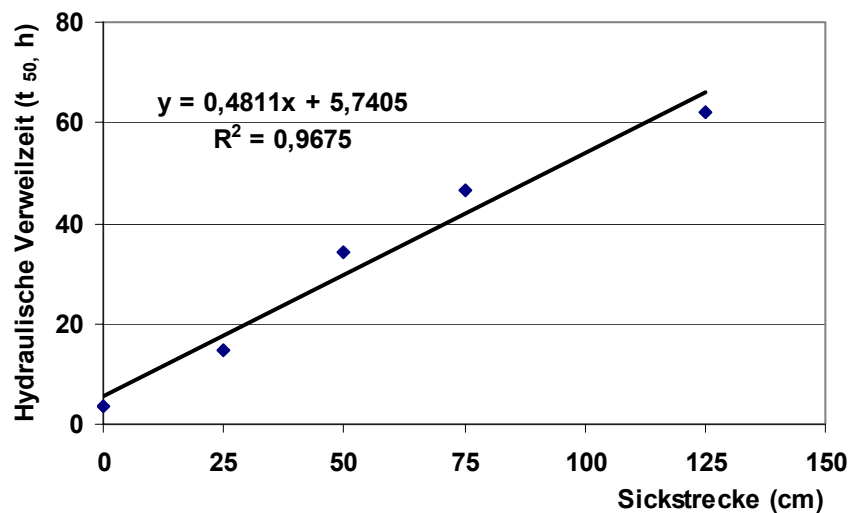


Abbildung 4.6.5: Hydraulische Verweilzeit (t_{50} , Stunden) in Sandsäulen mit verschiedenen Sickerstrecken (Durchflussrate: 800 ml/d, geschlossen)

Abbildung 4.6.5 zeigt die mittleren Verweilzeiten in Sandsäulen nach verschieden langen Sickerstrecken. Wie erwartet stieg die mittlere hydraulische Aufenthaltszeit (t_{50}) mit zunehmenden Sickerstrecken bei einer konstanten Durchflussrate linear an.

Im Kapitel 4.6.1 wird festgestellt, dass die erste Nachweiszeit des Tracermaterials im Ablauf und die Auslaufkonzentration für die Verweilzeit (t_{50}) gleich wichtig sind. Obwohl die HRT

für die Schlammschicht alleine und für 25 cm Sickerstrecke bei 3,6 und 14,7 Stunden lagen, war die erste Nachweiszeit für die beiden kaum unterschiedlich (Abbildung 4.6.6). Der in der 25 cm Sandschicht gewachsene Biofilm führte zu einer Verringerung der Elutionskonzentration des Tracers und zu einer Verschmierung. Dies hatte die Verlängerung der HRT für die 25 cm Sickerstrecke zur Folge. Beim Vergleich des C/C_0 für die Sickerstrecke von 25, 50 und 75 cm kann beobachtet werden, dass die erste Nachweiszeit 0, 2 und 4 Stunden betrug. Dies hatte für die HRT von 14,7, 34,4 und 46,4 Stunden wenig Bedeutung. Die Verringerung der Elutionskonzentration des Tracers spielte eine relevante Rolle. Für die 125 cm Sickerstrecke verlängerte sich die erste Nachweiszeit des Tracers auf 19 Stunden und die Elutionskonzentration des Tracers nahm im Vergleich zur 75 cm Sickerstrecke ab.

Durch die Ergebnisse kann festgestellt werden, dass die Auswirkung der ersten Nachweiszeit des Tracers und der Zu- und Abnahme der Elutionskonzentration des Tracers auf die HRT bei verschiedenen Sickerstrecken unterschiedlich waren. Innerhalb von den 25 cm Sickerstrecke hat lediglich die Elutionskonzentration die Verlängerung der HRT zur Folge. Von 25 bis 75 cm hatte die erste Nachweiszeit eine schwache Bedeutung und die Elutionskonzentration des Tracers eine starke Bedeutung. Nach den 125 cm Sickerstrecke spielen die beiden Faktoren eine wichtige Rolle dafür.

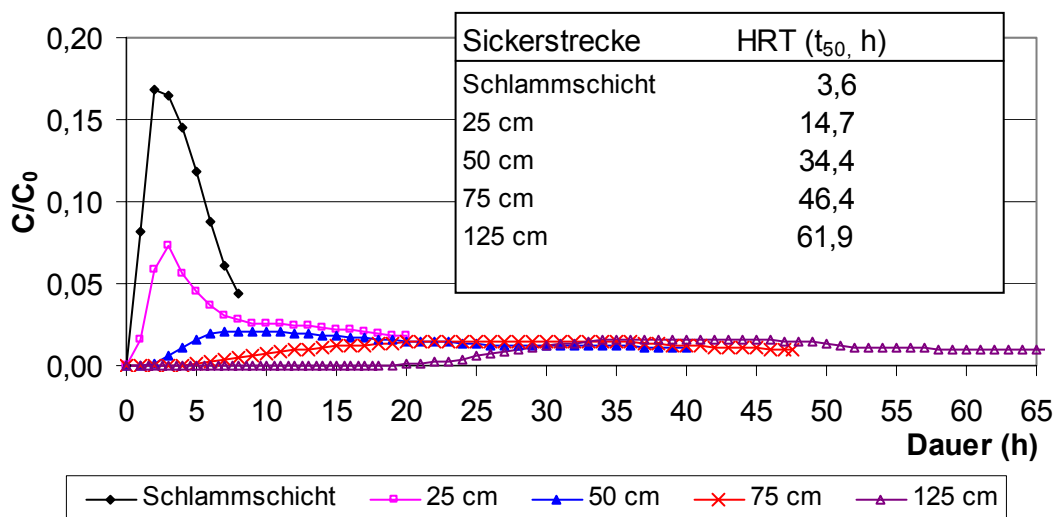


Abbildung 4.6.6: Elution des Tracers nach verschiedenen langen Sickerstrecken (Durchflussrate: 800 ml/d, geschlossen)

4.6.3 Mittlere hydraulische Aufenthaltszeit (t_{50}) nach verschiedener Betriebszeit (Säulenlänge: 25 cm)

Mit Zunahme der Betriebszeit wuchsen viele Mikroorganismen in der Schlamm- und der Sandschicht. Um die Auswirkung der Betriebszeit auf die mittlere hydraulische Verweilzeit zu

ermitteln, wurde eine Säule mit einer Länge von 25 cm ausgewählt. Die entsprechende Laufzeit betrug 0, 4, 40 und 60 Monate. Die Ergebnisse der akkumulierten Tracermenge im Auslauf der Sandsäule sind in Abbildung 4.6.7 angegeben. Die Durchflussrate war auf 800 ml/d fest eingestellt. Aus der Säule mit frischem Sand (0 Monate) lief 50 % vom aufgetragenen Tracer nach 2,9 Stunden aus. Die hydraulische Aufenthaltszeit des Abwassers in der Säule stieg mit zunehmender Betriebszeit an.

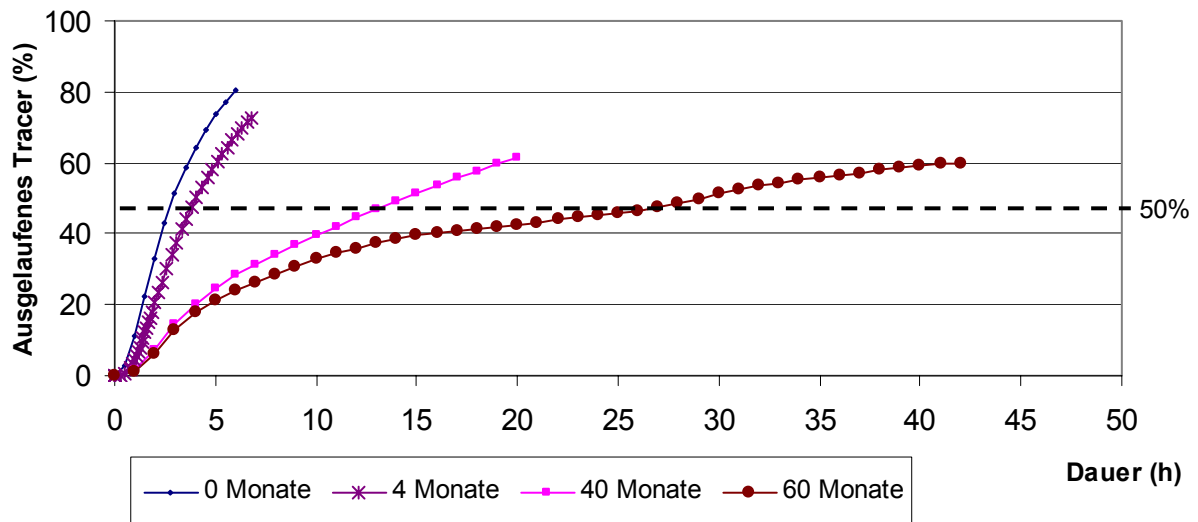


Abbildung 4.6.7: Ausgelaufene Tracermenge im Ablauf einer Sandsäule nach verschiedenen Zeiten der Abwasserversickerung (Durchflussrate: 800 ml/d, Säulenlänge: 25 cm, geschlossen)

Die Elutionskonzentration (C/C_0) des Tracers nach 25 cm Sickerstrecke und nach jeweils verschiedenen Betriebszeiten der Abwasserversickerung ist in Abbildung 4.6.8 dargestellt. Bei einer einheitlichen Säulenlänge von 25 cm lag die erste Nachweiszeit des Tracers im Auslauf nahe beieinander. Die hydraulische Aufenthaltszeit HRT des Abwassers in der Säule wurde vom Elutionsverhalten des Tracers abgeleitet. Nach einer Betriebszeit von vier Monaten bildete sich nur eine dünne Kolmationsschicht auf der oberen Sandschicht und in der Sandschicht war nur ein dünner Biofilm auf den Sandkörnern. Deshalb betrug die HRT „nur“ 4,0 Stunden. Im Vergleich zum frischen Sand (HRT: 2,9 Stunden) verlängerte sich die HRT nach vier Monaten nur um 1,1 Stunden. Mit zunehmender Betriebszeit wurde die Kolmationsschicht dicker und die Mikroorganismen im Biofilm auf den Sandkörnern der Säule mehr. Die Elutionskonzentration des Tracers wurde nach 40 und 60 Monaten viel niedriger und die Elutionszeit deutlich länger. Die HRT wurde deshalb viel länger und lag bei 14,4 und 29,0 Stunden.

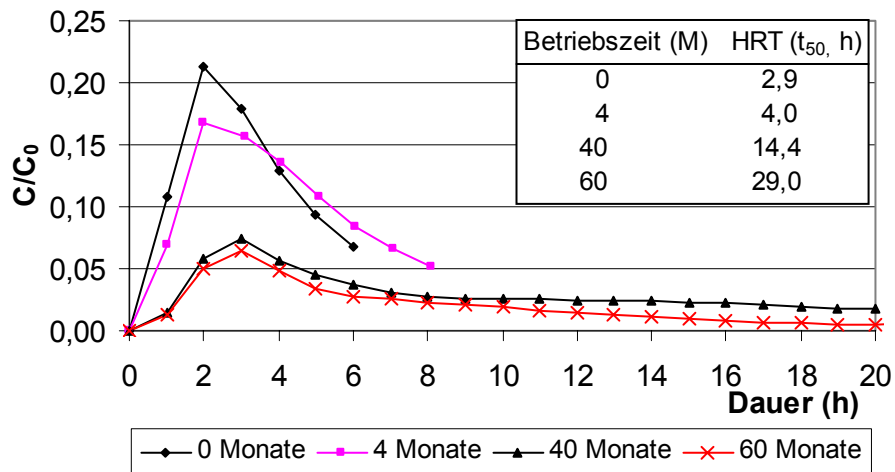


Abbildung 4.6.8: Elution des Tracermaterials nach verschiedenen Betriebszeiten einer Sandsäule (Durchflussrate: 800 ml/d, geschlossen)

4.7 Änderungen des Sandbodens

4.7.1 Wassergehalt in den Sandsäulen

Nach 24stündigem Leerlaufen einer Säule verblieb noch die Restfeuchtigkeit in der Säule. Nach Öffnung der Säulen wurden Sandproben schichtweise entnommen und bei 105°C getrocknet. Auf diese Weise wurde der Wassergehalt des Sandes bestimmt. In Abbildung 4.7.1 sind die Wassergehalte mit zunehmender Tiefe in einer verlängerten Sandsäule für eine Gesamtlänge von 250 cm (2 x 125 cm) dargestellt. Wie erwartet, zeigte sich, dass der Wassergehalt der Sandschicht mit Zunahme der Tiefe bis ca. 30 cm sank und dann fast konstant blieb. Die obere Schlammschicht enthielt 62 % Wasser. Der Wassergehalt in der Sandschicht 0-1 cm betrug 23 %, in der Schicht 1-5 cm betrug er nur noch 8 %. Nach 20 cm Tiefe ging der Wasserhalt bis auf 6 % zurück. Ab einer Tiefe von 30 cm bis zum Auslauf nach 250 cm lag der Wassergehalt zwischen 3,6 - 4,8 %. Der Unterschied des Wasseranteils ist auf Biofilmbewuchs des Säulenmaterials („Hydrogelbildung“) zurückzuführen. Im Vergleich zum Sandkorn enthalten Biofilme 85 - 95 % Wasser und besitzen auch eine bessere Absorption für die Bodenlösung. Die Verteilung der Mikroorganismen in der untersuchten Säule per Schicht stimmte mit dem Wassergehalt überein (siehe Kapitel 4.7.5). Die Bestimmung des Wassergehalts in frischem Sand wurde mittels einer 25 cm langen Säule durchgeführt. Diese wurde eine Woche lang mit frischem Leitungswasser beschickt und konnte anschließend einen Tag lang leer laufen. Der Wasserhalt betrug dann 3,2 - 3,6 % von 0 - 5 cm Tiefe und 4,2 % von 5 - 25 cm. Obwohl die oben erwähnte Säule (2 x 125 cm, hintereinandergeschaltet) fünf Jahre mit Abwasser beschickt wurde, stieg der Wasseranteil ab einer Tiefe von 50-100 cm nicht mehr

an. Bei der Tiefe von 125 - 185 cm kam es zu einem kleinen Anstieg. Trotzdem lagen hier die Werte des Wassergehalts nur bei 4,3 %.

Der Wassergehalt in verschiedenen Zonen einer Sandsäule nach verschiedener Betriebszeit ($t = 4, 18$ und 58 Monate) ist in Abbildung 4.7.2 dargestellt. Die punktierte Linie in der Abbildung zeigte den Wassergehalt von frischem Sand ($t = 0$). Generell kann gesagt werden, dass durch

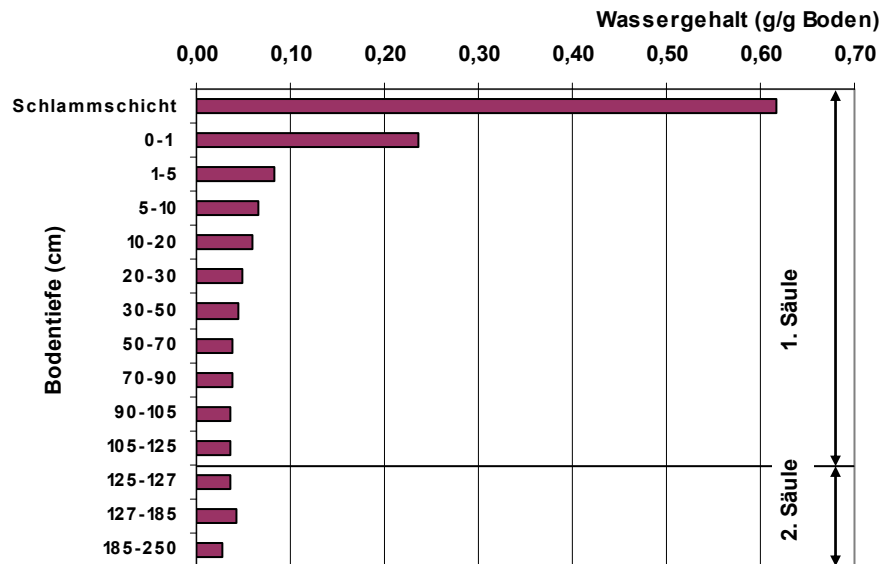


Abbildung 4.7.1: Wassergehalt in unterschiedlichen Tiefen einer Sandsäule nach der Versickerung von Abwasser (Säulenlänge: 2×125 cm, Betriebszeit: 60 Monate, ab 10. Monat geschlossen, Durchflussmenge ab 15. Monat: 800 ml/d)

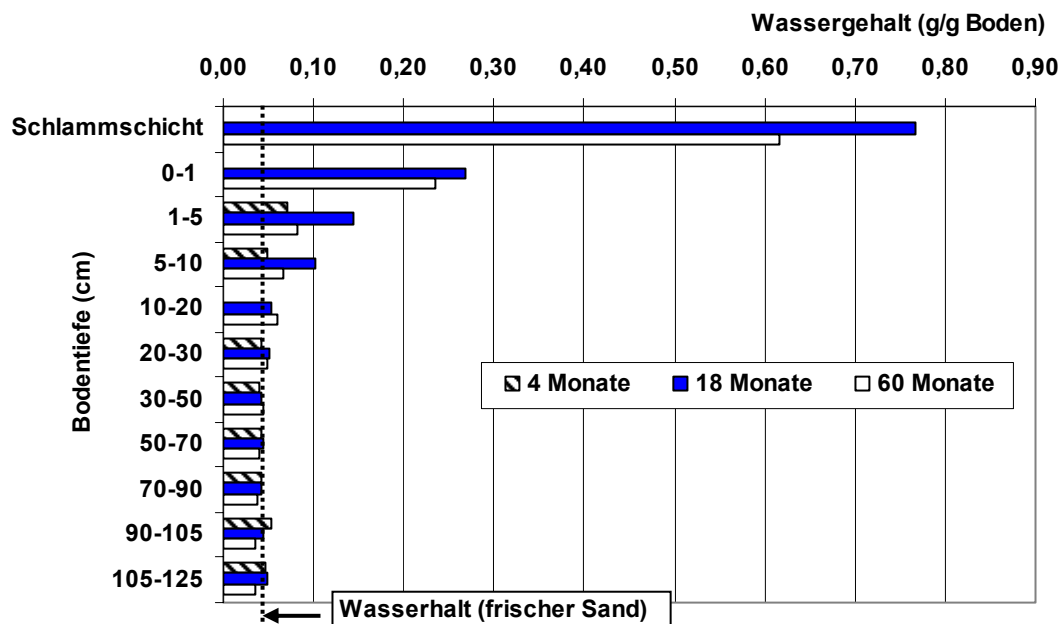


Abbildung 4.7.2: Wassergehalt in der Sandsäule nach verschiedenen Betriebszeiten (Säulenlänge: 125 cm, Säule mit 4 Monaten Laufzeit offen, Säule mit 18 Monaten Laufzeit ab 15. Monat geschlossen, Säule mit 60 Monaten Laufzeit ab 10. Monat geschlossen)

die Beschickung mit Abwasser eine Erhöhung des Wassergehalts in der oberen Sandschicht verursacht wurde. Es ist zu sehen, dass der Wassergehalt nach 4monatiger Beschickung ab 20 cm gleich ist wie in frischem Sand, nach 18 und 60 Monaten Beschickung ab 30 cm. In der Schlammschicht und den ersten 0-30 cm waren die Wassergehalte nach vier Monaten geringer als nach 18 und 60 Monaten und nach 60 Monaten etwas geringer als nach 18 Monaten der Abwasserversickerung. Dies könnte mit dem Auswaschen von Biofilmen erklärt werden. Bis vier Monate war weniger Biofilm auf der Oberfläche der Sandkörner zu finden als nach 18 und 60 Monaten. Bis 18 Monate bildete sich ein zunehmender Biofilm. Nach 60 Monaten Betriebszeit war der Biofilm so dick, dass er teilweise abgeschwemmt werden konnte. Dies hatte einen niedrigeren Wassergehalt in der gleichen Tiefe zur Folge. Der Wassergehalt in der Schlammschicht nach 18 und 60 Monaten lag bei 62 % und 76 %. Diese Werte sind normal für Schlamm.

Die Ergebnisse zeigten auch, dass sich trotz der Laufzeit von fünf Jahren der Wassergehalt in den Bodensäulen ab einer Tiefe von 30 cm kaum veränderte, was als Hinweis auf eine sehr geringe Biofilmbildung ist. Wasser wird durch extrazelluläre polymere Substanzen (EPS, Schleimsubstanzen) des Biofilms zurückgehalten.

4.7.2 Organische Stoffe (CSB) in den Säulen

Während der Beschickung mit Abwasser wurde der CSB nicht nur in der Säule zu Methan und CO₂ abgebaut, sondern zum Teil auch für die Biofilmbildung verwendet. Der CSB auf den Sandkörnern bestand hauptsächlich aus auf der Oberfläche von den Sandkörnern gewachsenem Biofilm, aus den Biofilm zusammenhaltenden extrazellulären polymeren Substanzen (= EPS) und aus absorbierten organischen Stoffen. Die Ergebnisse des CSB-Gehaltes des Sandes nach 60 Monaten Beschickung mit Abwasser sind in Abbildung 4.7.3 dargestellt. Die oben abgelagerte Schlammschicht hatte einen CSB von 351,5 mg/g TS. Diese Schicht enthielt organische und anorganische Substanzen des Abwassers, Zwischenprodukte der Abbaureaktionen und die Mikroorganismen selbst. Der hohe mineralische Anteil weist auf eine weitgehende Umsetzung der organischen Komponenten hin. Der CSB innerhalb der ersten 1 cm dicken Sandschicht betrug dagegen nur 21,3 mg/g TS. Der CSB nahm dann gleichmäßig bis zur Tiefe von 30 cm auf 5,64 mg/g TS ab. Von 30 bis 250 cm blieb der CSB mit einer Ausnahme (von 125-127 cm, Übergang von der ersten Säule in die zweite Säule) bei ca. 0,40 mg/g TS. Da die 250 cm Sickerstrecke durch Hintereinanderschalten von zwei Säulen (2 x 125 cm) zustande kam, war der Bereich 125-127 cm die oberste Schicht von der zweiten Säule. Am Tropfpunkt bildete sich eine kleine Schlammzone aus (ca. 3 cm Ø, 1 cm tief). Diese erhöhte

den CSB auf 0,90 mg/g TS. Der CSB von frischem Sand lag bei 0,08 mg/g TS. Nach der Beschickung mit Abwasser wurde die Sandschicht bis 250 cm kontaminiert. Im Sand am Auslauf der 2. Säule wurde der CSB mit 0,18 mg/g TS bestimmt.

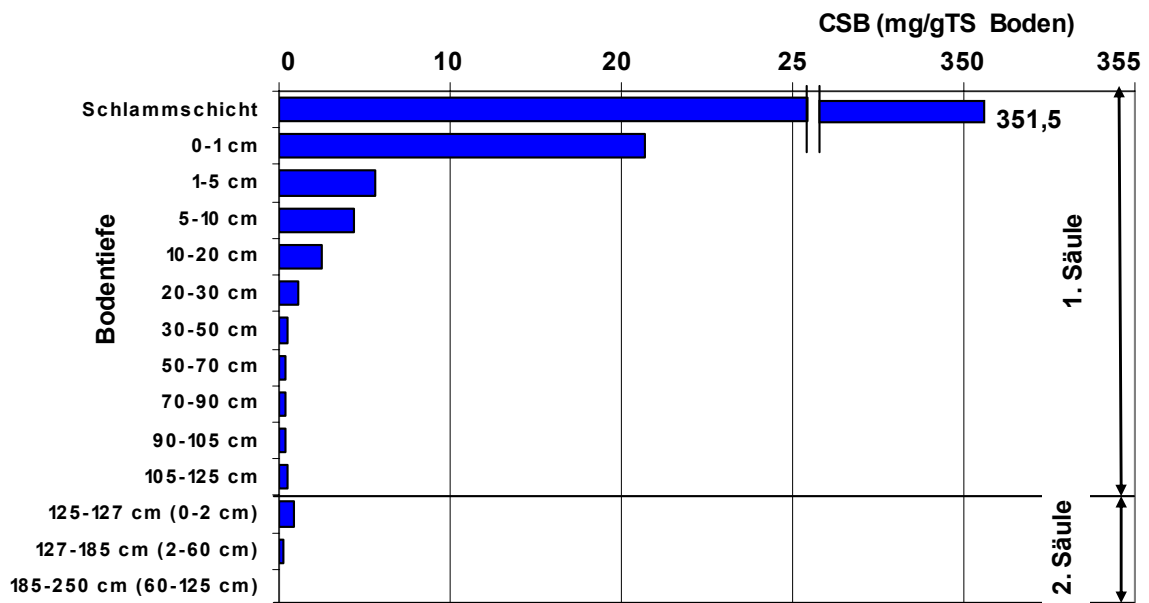


Abbildung 4.7.3: CSB-Abnahme im Sand bei der Versickerung von Abwasser durch eine 2 x 125 cm dicke Sandschicht nach 60 Monaten Betriebszeit

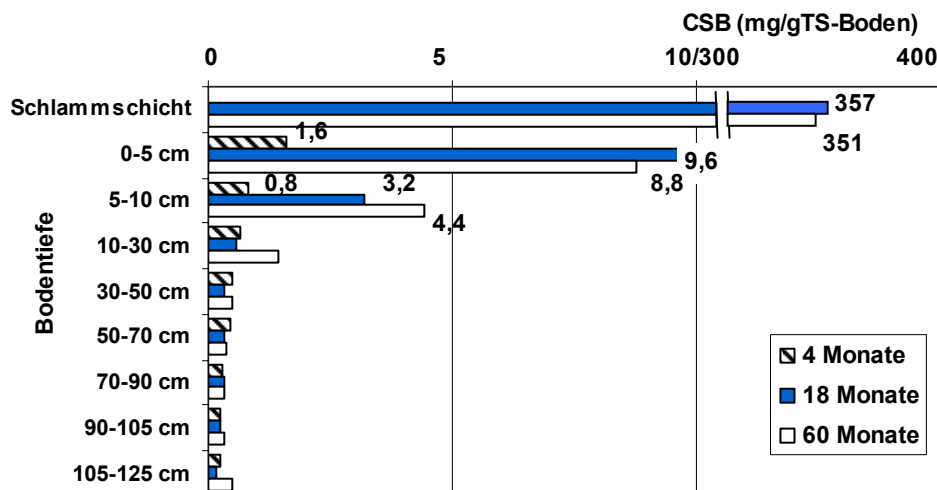


Abbildung 4.7.4: CSB im Sand bei der Versickerung von Abwasser durch eine 125 cm lange Sandsäule nach 4, 18 und 60 Monaten Betriebszeit

Beim Vergleich des CSB zu verschiedenen Betriebszeiten wurde beobachtet, dass nach vier Monaten in der Säule weniger CSB als nach 18 und 60 Monaten akkumuliert wurde (Abbildung 4.7.4). Trotzdem wurde der Sandboden in der Tiefe von 125 cm mit CSB in Höhe

von 0,18 mg/g TS kontaminiert. In einer Tiefe von 0-5 und 5-10 cm betrug der CSB nach vier Monaten 1,6 und 0,8 mg/g TS, viel weniger als nach 18 und 60 Monaten. Ab 30 cm Tiefe war der CSB in den unterschiedlich lang mit Abwasser beschickten drei Säulen ähnlich (unter 0,5 mg/g TS). Der gesamte CSB wurde in 0-30 cm Tiefe zu über 70 % (Trockenzeit) reduziert. Nur noch ca. 10 % wurde im folgenden Sandbett abgebaut, was die geringe Biofilmstärke erklärt. Werden die Ergebnisse von 18 und 60 Monaten Betriebszeit verglichen, wird beobachtet, dass der CSB von 0-1 cm Tiefe nach 60 Monaten ca. 10 % niedriger als nach 18 Monaten war. Dies wird dadurch erklärt, dass die Biofilme auf der Sandoberfläche nach 60 Monaten dick genug waren um abgeschwemmt zu werden. Der abgelöste Biofilm wurde mit Wasser in die nächste Schicht transportiert und dort zum Teil zurückgehalten. Dies führte zur Erhöhung des CSB in der Sandschicht von 5-10 und 10-30 cm.

4.7.3 TKN (Gesamter Kjeldahl Stickstoff)

Die TKN-Änderungen in der Bodensäule mit einer Länge von 250 cm nahmen einen ähnlichen Verlauf wie die CSB-Änderungen (Abbildung 4.7.5). In der Schlammschicht betrug der TKN 10,31 mg/g TS, während in der Sandschicht von 0-1 cm 0,81 mg/g TS festgestellt wurde. In der Sandschicht von 1-5 cm nahm der TKN auf 0,25 mg/g TS ab. Bis 30 cm Sickerstrecke nahm der CSB kontinuierlich auf 0,07 mg/g TS ab. Innerhalb der Tiefe von 30–250 cm blieb der TKN dann in jeder Sandschicht gleich bei <0,07 mg/g TS. Eine Ausnahme gab es bei der Tiefe von 125-127 cm wegen der oben erwähnten kleinen Schlammzone im oberen Teil der zweiten Sandsäule. Hier wurde ein höherer TKN-Wert gefunden.

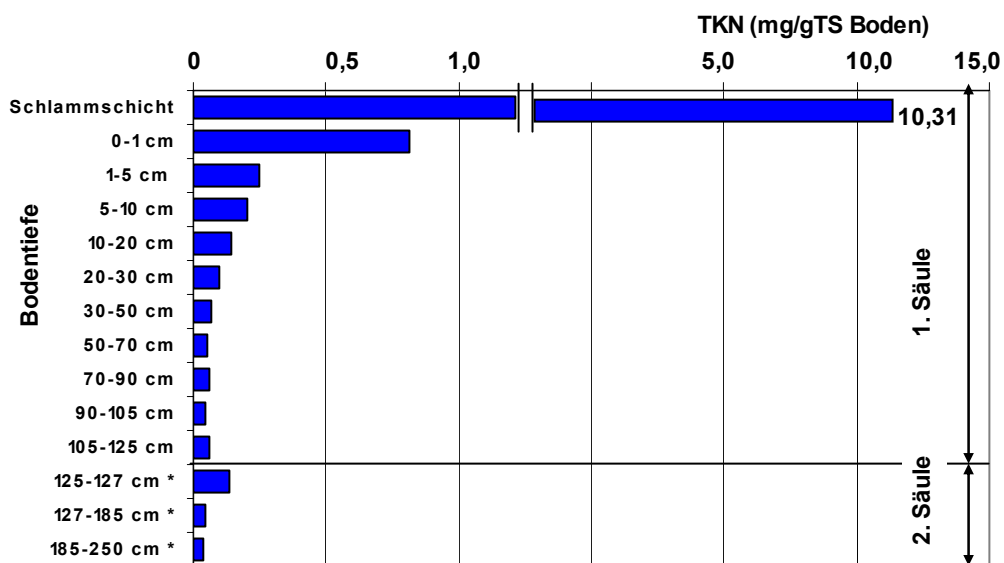


Abbildung 4.7.5: TKN im Sand bei der Versickerung von Abwasser durch 2 x 125 cm lange Sandsäulen nach 60 Monaten Betriebszeit

Der TKN nach der Betriebszeit von 60 Monaten war in der Schlammschicht und in der Sandschicht von 0-1 sowie 1-5 cm niedriger als nach 18 Monaten (Abbildung 4.7.6). In größerer Tiefe (5-90 cm) war es umgekehrt. Der Grund bestand darin, dass - wie beim CSB - die Biofilme mit längerer Betriebszeit teilweise abgespült und in tiefere Schichten verlagert wurden. Dies führte zu Abnahme von TKN in der oberen Schicht (0-1 cm) und zur Zunahme in den tiefer liegenden Schichten (5-90 cm).

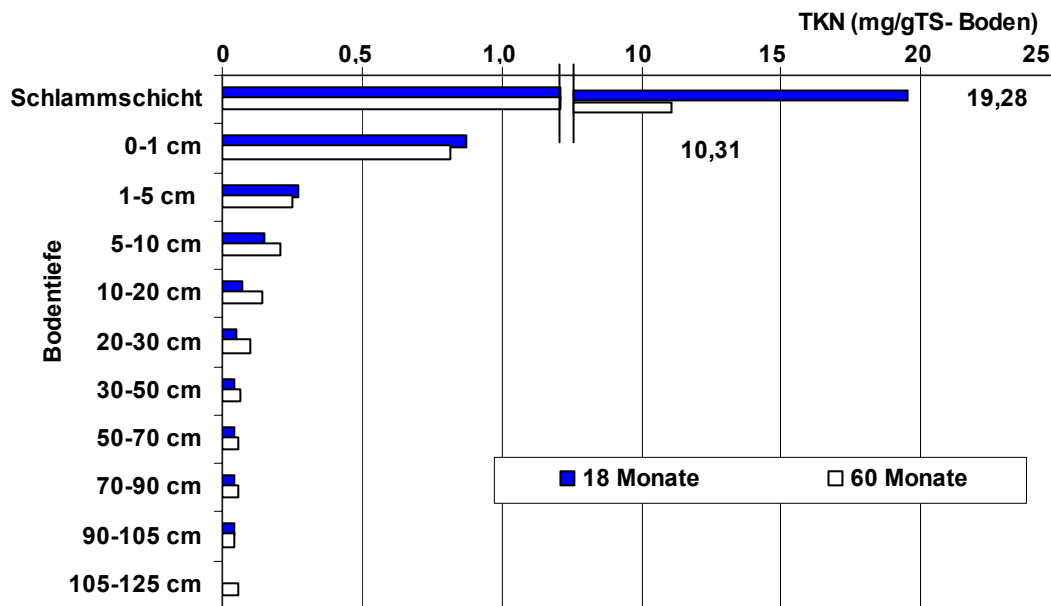


Abbildung 4.7.6: TKN im Sand bei der Versickerung von Abwasser durch eine 125 cm lange Sandsäule nach verschiedenen Betriebszeiten

4.7.4 BSB₅-, C-, P-Änderungen in einer Sandsäule während der Abwasserversickerung

C, N, P sind wichtige Nährstoffe in einem biologischen Reaktor. Eine lange Zeit mit kommunalem Abwasser beschickte Sandsäule entspricht einem Bioreaktor infolge der Biofilme auf der Oberfläche von Sandkörnern und der abfiltrierten Bakterien in der oben aufgelagerten Schlammschicht. In einer schichtweise ausgebauten Sandsäule wurde neben den Routinemessungen auch BSB₅, TOC und PO₄-P (gesamt) bestimmt. Die Sandsäule wurde vorher 18 Monate lang mit Abwasser kontinuierlich beschickt. Insgesamt wurden 666 Liter Abwasser auf die Säule gepumpt (Tabelle 4.7.1). Der im Abwasser enthaltene CSB wurde zu 74 % (248,1 g) in der Säule abgebaut oder zurückgehalten, 87,3 g CSB und 10,2 g NH₄-N

verließen die Säule über den Ablauf. Vor dem Öffnen ließ man die Säule über 24 Stunden leer laufen. BSB₅, TOC und PO₄-P der entnommenen Sandproben wurde umgehend bestimmt.

Tabelle 4.7.1: Bilanzdaten für eine Sandsäule nach 18 Monaten Abwasserversickerung

Gesamte Menge (l)	666,0
Gesamter CSB _{zu} (g)	335,4
Gesamter CSB _{ab} (g)	87,3
CSB Elimination (%)	74,0
Gesamte NH ₄ -N _{zu} (g)	19,1
Gesamte NH ₄ -N _{ab} (g)	10,2
NH ₄ -N-Elimination (%)	46,6

Tabelle 4.7.2: Gehalt an C:P:N auf den Sandkörnern einer 18 Monate mit kommunalem Abwasser beschickten Sandsäule nach schichtweisem Ausbau des Sandes (in mg/g TS-Sand)

Tiefe (cm)	CSB	BSB ₅	TOC	TKN	PO ₄ -P
Schlammsschicht	357.13	53,2	n.d.	19.28	0.11
0 bis 1	24.73	0,5	12.70	0.87	0.07
1 bis 5	6.51	0,2	2.04	0.27	0.05
5 bis 10	3.13	n.d.	1.36	0.15	0.05
10 bis 20	1.88	0	0.45	0.07	0.04
20 bis 30	1.33	0	0.33	0.05	0.04
30 bis 50	1.18	0	0.29	0.04	0.02
50 bis 70	1.23	0	0.23	0.04	0.02
70 bis 90	0.87	0	0.28	0.04	0.02
90 bis 125	0.84	0	0.21	0.04	0.01

n.d. = nicht messbar

Tabelle 4.7.3: Durchschnittliche elementare Zusammensetzung einer Bakterienzelle (% Trockengewicht) (Huber und Ziegler, 1999)

C	O	N	H	P	S	K	Na	Ca	Mg	Cl	Fe	andere
50	20	14	8	3	1	1	1	0,5	0,5	0,5	0,2	0,3

Die Ergebnisse sind in Tabelle 4.7.2 dargestellt. Es ist zu sehen, dass die Schlammsschicht nur noch wenige biologisch leicht abbaubare organische Stoffe enthielt, da das Verhältnis von BSB₅:CSB bei 0,15 lag. In der Sandschicht war der BSB₅ sehr gering teilweise war kein BSB₅ mehr nachweisbar.

Die durchschnittliche elementare Zusammensetzung einer Bakterienzelle (in % Trockengewicht) ist in Tabelle 4.7.3 dargestellt (Huber und Ziegler, 1999).

Daraus kann ein C:N:P Verhältnis von 16,7:4,7:1 in einer Bakterienzelle berechnet werden. Nach Tabelle 4.7.2 betrug das Verhältnis von C:N:P 181:12:1 in der Sandschicht von 0-1 cm. Im Vergleich zum Verhältnis in den Bakterien waren deutlich höhere C- und N-Anteile zu verzeichnen. So kann festgehalten werden, dass C- und N-haltige Stoffe sowohl in den Biofilmen der Sandkörner als auch an andere Stoffe in der Sandschicht absorbiert wurden. Ab der Tiefe von 1 cm lag das C:N:P-Verhältnis bei 40:5:1 oder ähnlich. Die organischen Stoffe in der Sandschicht bestanden überwiegend aus suspendierten Bakterien und aus Biofilmen auf den Sandkörnern.

4.7.5 Keimzahlverteilung in einer Sandsäule nach Abwasserversickerung

Abbildung 4.7.7 zeigt den Gesamtgehalt aerober Bakterien in Sandsäulen nach 4 und 18 Monaten Beschickung mit kommunalem Abwasser. Die Säule mit 18 Monaten Beschickung war in den letzten 72 Tagen vor der Analyse verschlossen, d.h. anaerob betrieben worden. Die Säule mit 4 Monaten Beschickungszeit war immer offen, d.h. aerob betrieben worden. Die Bedingungen der Säule mit 4 Monaten Beschickungszeit begünstigten die aeroben Bakterien. Deshalb waren die Gesamtkeimzahlen (GKZ) der aeroben Bakterien in der Schlamm- und Sandschicht (0 - 5 cm) dieser Säule mit $1,21E+07$ und $1,78E+06$ höher als die der Säule mit 18 Monaten Betriebszeit, die zum Schluß 2,5 Monate anaerob betrieben wurde und nur $4,93E+06$ und $9,56E+05$ aerobe Keime pro g Sand enthielt. Die aerobe GKZ in der Säule mit 4 Monaten Beschickungszeit nahm mit der Tiefe des Sandes von 5 - 120 cm ab. Die Abnahme der GKZ war geringer als die in der Säule mit 18 Monaten Beschickungszeit. In der Säule mit 4 Monaten Beschickungszeit verringerten sich die aeroben Bakterien in der Sandschicht von 5-120 cm auf 29 %, in der Säule mit 18 Monaten Betriebsdauer infolge der streng anaeroben Bedingungen zum Schluss in der Sandschicht von 5-50 cm schon auf 0,6 %.

Die Änderungen der GKZ der anaeroben Bakterien unterschieden sich von den aeroben Bakterien (Abbildung 4.7.8). Wegen der längeren Betriebszeit und der anaeroben Bedingungen stieg die GKZ der anaeroben Bakterien in der Säule mit 18 Monaten Beschickungszeit in der Schlamm- und Sandschicht von 0-30 cm stark an. In der Schlammschicht waren nach 18 Monaten $1,14E+08$ anaerobe Bakterien, ca. 2700mal mehr als in der Säule mit 4 Monaten Betriebszeit. In der Sandschicht von 0-5 und 10-30 cm waren auch 420- und 80fach mehr anaerobe Bakterien vorhanden. Außerdem wurde aus dem Vergleich des Zulaufs und des

Ablaufs festgestellt, dass die anaeroben Bakterien des Abwassers durch die Säule mit 18 Monaten Laufzeit zu 92% eliminiert wurden.

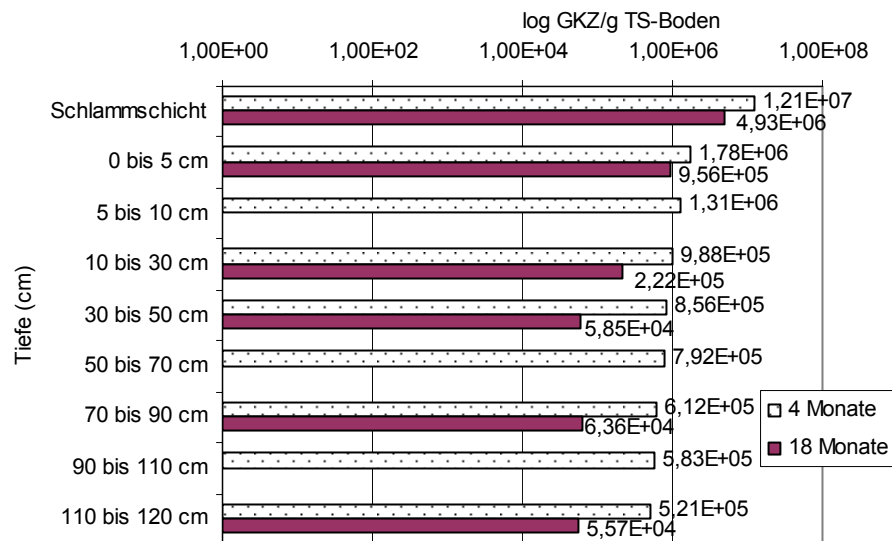


Abbildung 4.7.7: Gesamte aerobe Bakterien in den Sandsäulen nach Betriebszeiten von 4 Monaten (aerob) und 18 Monaten (anaerob) (Säulenlänge: 125 cm)

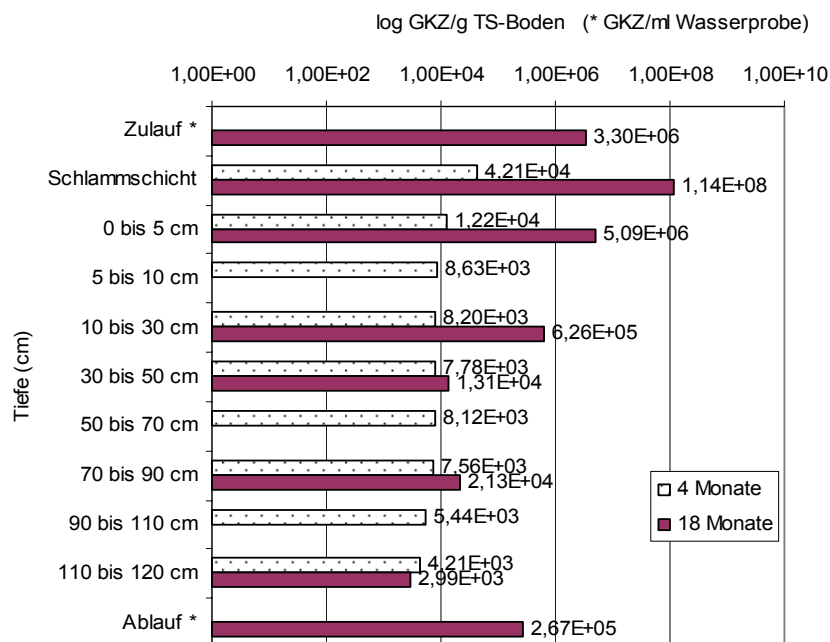


Abbildung 4.7.8: Gesamte anaerobe Bakterien in den Säulen nach Betriebszeit von 4 Monaten (aerob) und 18 Monaten (anaerob) (Säulenlänge: 125 cm)

Coliforme Bakterien haben eine große Bedeutung in der Abwasserbiologie als Fäkalindikatoren. Aber nur in einigen Säulen wurden coliforme Bakterien bestimmt. In Abbildung 4.7.9 ist die Verlagerung von *E. coli* in einer Säule mit 125 cm Länge mit

zunehmender Betriebszeit dargestellt. Im Gegensatz zur Abnahme der aeroben und anaeroben GKZ mit Zunahme der Bodentiefe, war die *E. coli*-Population auf dem Sand anders verteilt (Abbildung 4.7.9). Zwischen 1 und 20 cm Tiefe wurden hohe GKZ von *E. coli* nachgewiesen. In der Schlammschicht und der Sandschicht von 0-1 cm gab es relativ wenige *E. coli*. Ab der Tiefe von 125 cm in der Säule mit 40 Monaten Laufzeit waren *E. coli* nicht nachweisbar, in der Säule mit 60 Monaten Laufzeit ab 90 cm. Im Sickerwasser nach 125 cm und 250 cm „Sandfiltration“ waren *E. coli* nicht nachweisbar.

Für coliforme Keime war der Bereich mit hohen Keimzahlen innerhalb einer Tiefe von 5 bis 20 cm (Abbildung 4.7.10). In der Säule mit 40 Monaten Laufzeit waren nach der Tiefe von 125 cm keine coliforme Keime mehr nachweisbar. Da coliforme Keime in der Säule nicht wachsen konnten, wurden sie in der Schlamm- und Sandschicht filtrierte/adsorbiert. Dies führte zu einer Erhöhung der coliformen Keime in der Säule und zur Verringerung im Sickerwasser.

Die Ergebnisse zeigen, dass *E. coli* in der Sandschicht mit der Betriebszeit nach tieferen Bodenzonen verlagert wurde. Obwohl *E. coli* im Sickerwasser der Säule nach 250 cm noch nicht nachweisbar war, kann abgeschätzt werden, dass *E. coli* nach einer bestimmten Laufzeit im Grundwasser gefunden wird.

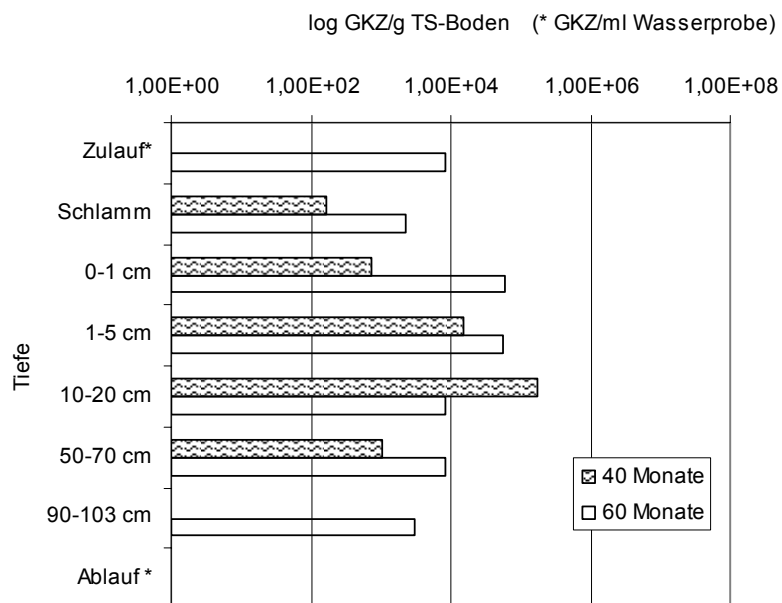


Abbildung 4.7.9: Verlagerung von *E.coli* in tiefere Sandschichten mit zunehmender Betriebszeit einer Sandsäule für die Abwasserversickerung (Säulenlänge: 125 cm)

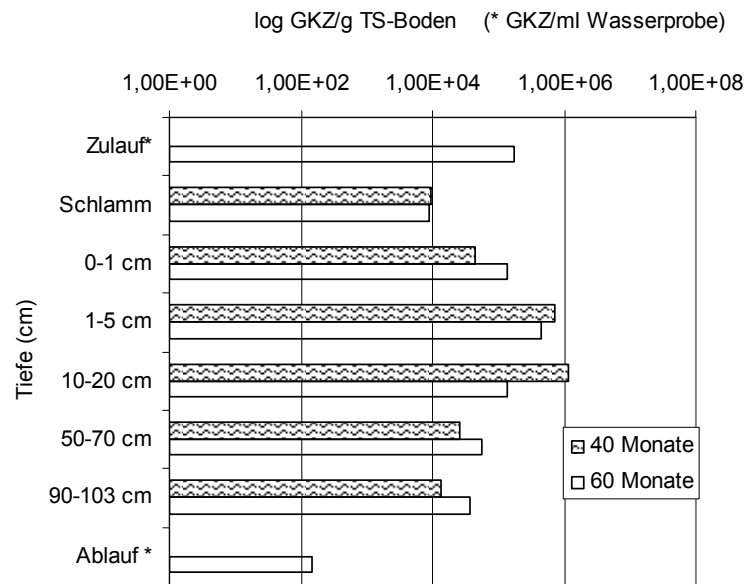


Abbildung 4.7.10: Verlagerung von coliformen Keimen in tiefere Sandschichten mit zunehmender Betriebszeit einer Sandsäule für die Abwasserversickerung (Säulenlänge: 125 cm)

4.8 Stoffbilanzierung

Die eingeleiteten Abwasserinhaltsstoffe wurden in der Säule durch unterschiedliche Reaktionen umgesetzt. Teilweise wurden sie in der Säule zurückgehalten und teilweise als gasförmige Verbindungen in die Luft abgegeben. Die in der Bodenlösung gelösten, nicht abgebauten Stoffe verließen die Säule über den Ablauf. Dieses Kapitel befasst sich mit der Stoffbilanzierung der Sandsäule.

4.8.1 CSB-Bilanzierung

Über den Betriebszeitraum von 60 Monaten wurden der gesamte und der gelöste CSB des Abwassers und Sickerwassers einer 125 cm langen Sandsäule regelmäßig gemessen. Bei kommunalem Abwasser wurde ermittelt, dass 60 % des gelösten CSB in der Säule abgebaut wurde (Hua *et al.*, 2004). Nach Öffnen der Säule wurde der CSB des Sandbodens bestimmt. Mit diesen Daten konnte die CSB-Bilanzierung in dieser Sandsäule durchgeführt werden. Die Ergebnisse sind in Abbildung 4.8.1 dargestellt.

Innerhalb von 60 Monaten Abwasserversickerung wurden insgesamt 746 g CSB auf die Säule aufgetragen, 60 % davon (446 g) war gelöster, 40 % (300 g) war partikularer CSB. Ein Anteil des gelösten CSB (268 g) wurde biologisch abgebaut und der Rest als nicht abbaubare organische Stoffe über den Auslauf abgegeben. Mikroorganismen vermehrten sich beim Abbau von CSB. Diese fanden sich entweder suspendiert im Auslauf der Sandsäule wieder und trugen

zum suspendierten CSB bei oder verblieben in der Säule als Biofilm. Der partikuläre CSB (300 g) wurde überwiegend in der Schlammschicht und der oberen Sandschicht zurückgehalten. Über 225 g davon wurden zu gelöstem CSB hydrolysiert. Der nicht hydrolysierte CSB (<75 g) verblieb in der Säule. Der Großteil des hydrolysierten CSB (>202 g) wurde in der Säule weiter abgebaut, ein Rest von 23 g verließ die Säule als nicht abbaubare Stoffe über den Auslauf.

Die CSB-Elimination aus dem versickernden Abwasser betrug 73 %. Davon wurden 63 % biologisch abgebaut während ca. 10 % in der Säule verblieben. Mittels der CSB-Bilanzierung wurde die detaillierte Reduktion der organischen Stoffe im Sandboden ermittelt.

Der CSB-Abbau in der Säule hing mit der Betriebszeit zusammen. In Tabelle 4.8.1 sind die Ergebnisse nach einer Betriebszeit einer Sandsäule von 12 und 40 Monaten verglichen. Der CSB des Ablaufs lag nach 12 Monaten bei 25,9 %, nach 40 Monaten bei 27 % des aufgetragenen CSB. Das heißt, dass die CSB-Elimination bei beiden Betriebszeiten etwa gleich bei 73-74 % lag. In der Säule mit 12 Monaten Laufzeit wurden jedoch 24,8 % in der Säule zurückgehalten und 49,3 % abgebaut, während in der Säule mit 40 Monaten nur 7,2 % zurückgehalten und 65,9 % abgebaut wurden. Falls bei der 125 cm langen Sandsäule lediglich

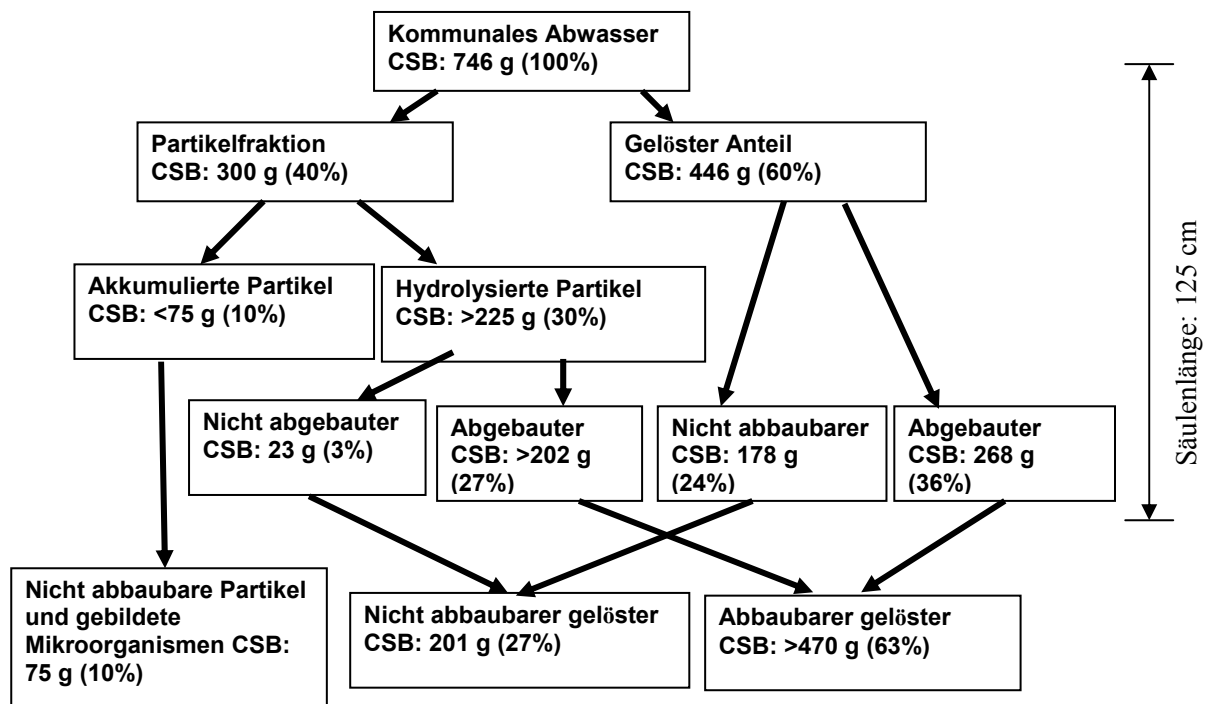


Abbildung 4.8.1: CSB-Massenbilanzierung bei der Abwasserversickerung (125 cm, 60 Monate)

die CSB-Elimination zwischen Abwasser und Sickerwasser bei unterschiedlicher Betriebszeit verglichen wird, würde der Schluss gezogen, dass die CSB-Elimination unabhängig von der Betriebszeit wäre. Die CSB-Bilanzierung zeigte aber, dass der CSB-Abbau in der Säule von der Betriebszeit abhing. Die partikuläre CSB-Fraktion wurde anfangs zu einem größeren Anteil

Tabelle 4.8.1: CSB-Umwandlung in einer Sandsäule von 125 cm Länge nach verschiedener Zeit der Versickerung von kommunalem Abwasser

Laufzeit	12 Monate*	40 Monate
Zulauf	100,0 %	100,0 %
Ablauf	25,9 %	27,0 %
Boden	24,8 %	7,2 %
Abgebaut	49,3 %	65,9 %

*aus Hua *et al.*, 2004

nur abfiltriert und reicherte sich in der Säule an. Mit zunehmender Betriebszeit wurde von den Mikroorganismen in der Säule mehr hydrolysiert und gelöst und schließlich abgebaut. So wurde eine zunehmende starke Kontamination des Bodens verringert.

In Tabelle 4.8.2 ist die C-Bilanzierung in einer segmentierten Säule aus 5 x 25 cm Teilsäulen nach einer Betriebszeit von 54 Monaten angegeben. Dem Abwasser wurde Molke zugegeben, um eine konstante Ausgangs-CSB-Konzentration zu erhalten. Da Molke biologisch leicht abbaubar ist, war die durchschnittliche CSB-Elimination in dieser Säule höher als in anderen Säulen, die nur mit dem kommunalen Abwasser beschickt wurden. Der gesamte zugegebene CSB betrug 946,9 g, wovon 264,1 g im Sickerwasser nach 25 cm abliefen. Die CSB-Elimination betrug ca. 72 %. Davon verblieben ca. 3 % in der Säule (0-25 cm) und 69 % wurden abgebaut. In den folgenden Bereichen der Säulen wurde der CSB weiter eliminiert (d.h. überwiegend abgebaut und zum geringeren Anteil akkumuliert als Biofilm auf dem Sand). Wird die segmentierte Säule als eine Säule mit 125 cm Länge interpretiert, wurden insgesamt 776,3 g CSB eliminiert, wovon 35,6 g in der Säule verblieben und 740,7 g abgebaut wurden.

Tabelle 4.8.2: C-Bilanzierung in einer segmentierten Sandsäule (5x25 cm, nach 54 Monaten Abwasserversickerung) (Einheit: g)

	0-25 cm	25-50 cm	50-75 cm	75-100 cm	100-125 cm
Zulauf	946,9	264,1	224,0	205,4	190,9
Auslauf	264,1	224,0	205,4	190,9	170,6
Boden	28,8	2,8	1,7	1,2	1,1
Abbau	654,0	37,3	16,9	13,3	19,2

Die CSB-Bilanzierung der segmentierten Säule ergab, dass die ersten 25 cm Sickerstrecke von großer Bedeutung für die Hydrolyse der partikulären CSB-Fraktion und für den Abbau der gelösten CSB-Fraktion war. Dies hatte zwei Gründe: einerseits gab es in den ersten 25 cm viel mehr Mikroorganismen, die partikuläre organische Stoffe hydrolysieren und gelöste Stoffe

abbauen konnten, andererseits wurden die gelösten und partikulären organischen Stoffe des Abwassers in dieser Schicht zurückgehalten (Filterwirkung) und waren daher für einen Abbau durch Mikroorganismen länger verfügbar.

4.8.2 Stickstoff-Bilanzierung

In Abbildung 4.8.2 ist die Stickstoffbilanzierung für eine Sandsäule (125 cm) nach 18 Monaten Betriebszeit dargestellt. Die Daten sind Mittelwerte für die verschiedenen Fraktionen. Der gesamte Stickstoff des Zulaufs betrug 50,6 mg/l, 56,7 % davon lagen als Ammonium und 43,3 % als organischer Stickstoff vor. Knapp die Hälfte des organischen Stickstoffs (z.B. Proteine, Aminosäuren) wurde in Ammonium umgewandelt, das als N-Quelle für Biomassewachstum verwendet und durch Nitrifikation zu Nitrit sowie Nitrat umgesetzt wurde. Anschließend wurde Nitrit und Nitrat teilweise durch Denitrifikation und/oder durch anaerobe Ammoniak-Oxidation zu gasförmigen Verbindungen umgewandelt. Wie Abbildung 4.8.2 zeigt, wurden Nitrit und Nitrat nach 125 cm Sickerstrecke durch die Sandsäule im Ablauf noch nachgewiesen, da die Denitrifikation infolge nicht ausreichender C-Quelle eingeschränkt wurde.

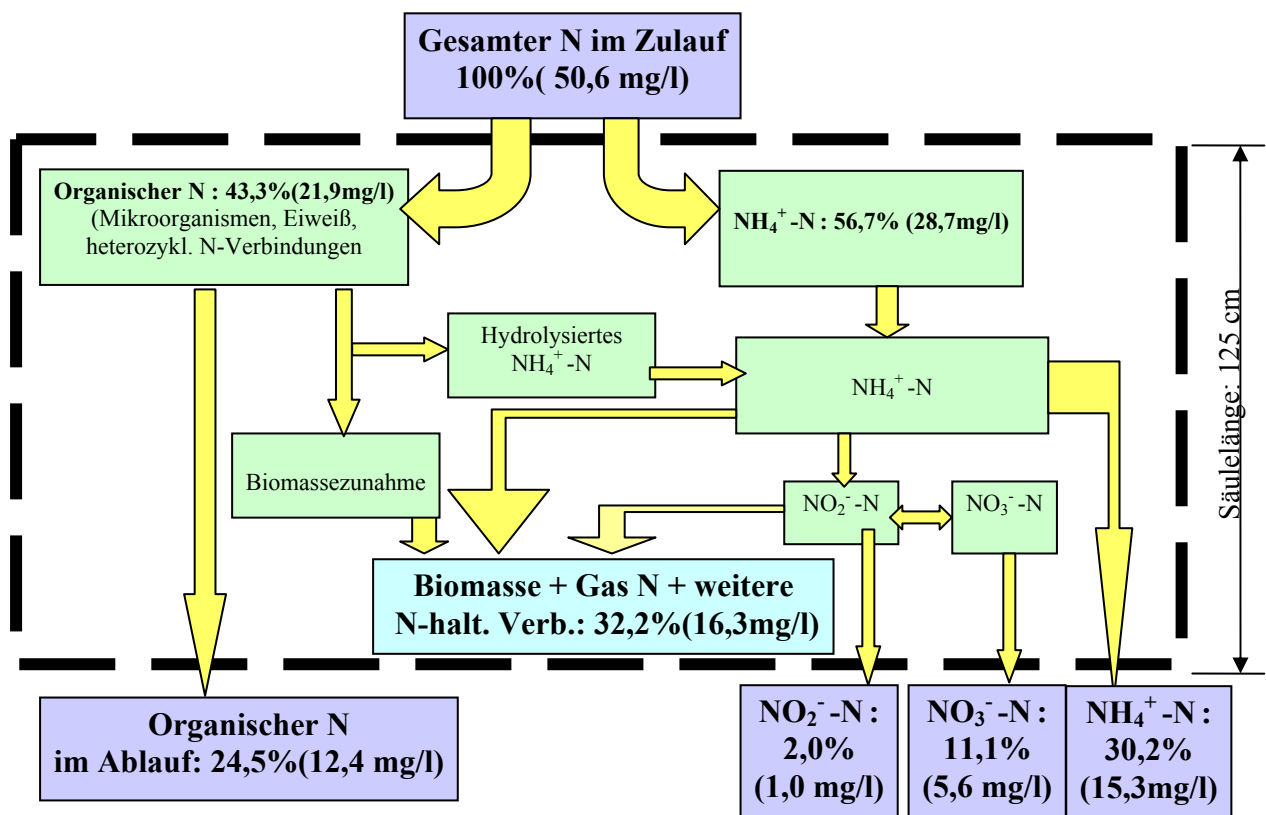


Abbildung 4.8.2: N-Bilanzierung bei der Abwasserversickerung durch eine 125 cm lange Sandsäule

Abbildung 4.8.3 zeigt die N-Bilanzierung für eine segmentierte Säule (5 x 25 cm), die 54 Monate betrieben wurde. Die aufgeführten Daten sind durchschnittliche Werte innerhalb von 10-54 Monaten Betriebszeit. Wie erwartet, fand die Umsetzung von Stickstoff in den ersten 25 cm der Säule statt. Danach wurde nur noch wenig Stickstoff eliminiert. Der TKN des Zulaufs lag bei 51,2 mg/l, davon entfielen 31,3 mg/l auf Ammonium und 19,9 mg/l auf organischen Stickstoff. Nach 25 cm wurde 11,9 mg/l organischer Stickstoff eliminiert. Entsprechend sollten 11,9 mg/l Ammonium produziert worden sein, wenn der gesamte organische Stickstoff ammonifiziert worden war. Ammonium nahm von 43,2 mg/l (31,3 mg/l vom Abwasser + 11,9 mg/l neu produziert) auf 17,4 mg/l ab. Der „verlorene“ Stickstoff betrug 25,7 mg/l, also ca. 50 %. Dieser entwich aus der Säule in Form von gasförmigem Stickstoff. In der Sandschicht von

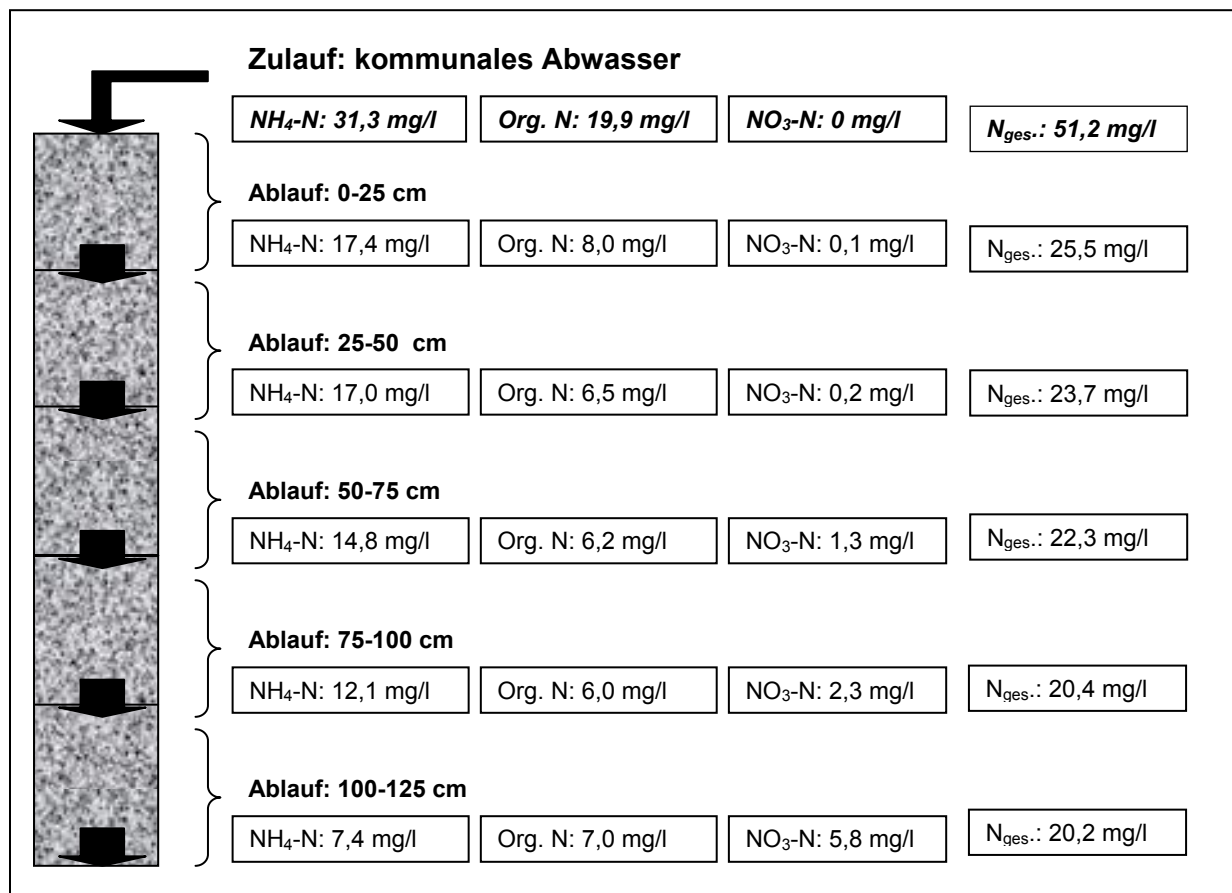


Abbildung 4.8.3: Stickstoff-Bilanzierung in einer segmentierten Sandsäule nach 54 Monaten Beschickungszeit mit kommunalem Abwasser (Säulenlänge: 5 x 25 cm)

25-125 cm wurde 1 mg/l organischer Stickstoff und 10 mg/l Ammonium abgebaut. Daraus kann man ersehen, dass Ammonifikation und Nitrifikation überwiegend in den ersten 25 cm Tiefe ablaufen. Bezüglich des organischen Stickstoffs in der Säule am Auslauf in 75-125 cm

Tief gab es eine Abweichung: die Konzentration nahm zum Auslauf hin zu. In der Tiefe von 75-125 cm herrschten durch bessere Sauerstoffversorgung bessere Nitrifikationsbedingungen. Dies hatte mehr Nitrifikanten zur Folge. So kam es zur Zunahme des organischen Stickstoffs im Vergleich zur den anaeroben Sandschichten zwischen 25 und 100 cm Tiefe.

5 DISKUSSION

5.1 Abwasserexfiltration aus undichten Kanälen in den Untergrund

Nach 24 Tagen der Abwasserversickerung durch eine Sandsäule bildete sich oben auf dem Sand eine Schlammsschicht. Das Abwasser überstaute auf der Schlammsschicht und die Durchflussrate nahm von anfangs ca. 3000 ml/d auf 200 ml/d ab. Durch den Aufstieg der in der Schlammsschicht und in der Säule entstandenen Gase kam es zu Durchbrüchen in der Schlammsschicht. Dies führte zu einer kurzfristigen Steigerung der Sickerwassermenge. Die Durchbrüche wurden mit der Partikelfraktion des eingeleiteten Abwassers wieder abgedichtet und somit sank die Sickermenge rasch wieder ab. Dadurch schwankten die Durchflussraten in einem weiten Bereich (Kapitel 4.1.1).

Die Kolmation von über die Oberfläche beschickten Sand- oder Bodenfiltern kann durch drei Vorgänge hervorgerufen werden:

- Die für die Sickergeschwindigkeit verantwortlichen Poren werden zugesetzt durch feinkörnige Partikel aus Abwasser
- chemische Reaktionen (z.B. Kalkausfällung, Eisen-, Aluminiumphosphatbildung)
- Biomassewachstum in den Poren des Bodenmaterials.

Die Reversibilität der Kolmation deutet darauf hin, dass nicht nur die Ab- und Einlagerung von im Abwasser suspendierten Stoffen im Porenraum des Vertikalfilters als Ursache in Frage kommt, sondern dass eine der Ursachen auch in der Biologie zu suchen ist. Es wird vermutet, dass die Bildung von extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) einen maßgeblichen Anteil an der Oberflächenkolmation hat. EPS wird von Bakterien aufgebaut und schützt diese vor Austrocknung, toxischen Stößen und anderen negativen Umwelteinflüssen. Durch verschiedene Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, dass Kolmation von Vertikalfiltern durch Bakterienwachstum und EPS-Bildung hervorgerufen wird. Mikroskopische Bilder zeigen die hohe Konzentration von EPS als wesentlicher Teil eines Biofilms. In kontinuierlich mit Regenwasser beschickten Versuchssäulen stellte sich sehr schnell eine Kolmationsschicht ein. Es konnte eine Entwicklung eines Biofilms mit EPS nachgewiesen werden (Teschner *et al.*, 2004). Andere Untersuchungen an Regenwasserretentionsbodenfilter zeigen ebenfalls einen deutlichen Einfluss der Biologie auf das Kolmationsverhalten, wobei der Nachweis über DNA-Analyse erbracht wurde (Schwarz *et al.*, 2003; Fuchs *et al.*, 2004) und die Beteiligung von EPS nur abgeleitet wurde.

Die mikrobielle Bewuchszone in einer Kolmationsschicht kann nur wenige cm dick sein (Laak, 1974). Eine Kolmationsschicht mit hohen Biomassekonzentrationen oben auf der Sandschicht verringert die Durchflussrate drastisch (Laak, 1976; Schulz *et al.*, 1994; Vollertsen und Hvitved-Jacobsen, 2003; Schwarz *et al.*, 2003; Kayser und Kunst, 2005; Beal *et al.*, 2006). Eine 5 cm tiefe organische Kolmationsschicht zwischen überstautem Wasser und erster Sandschicht in einer Sandsäule zur Abwasserversickerung begrenzte die Durchflussrate sehr effektiv (Franz, 2000). In der eigenen Untersuchung wurde im Oktober 2001 die Kolmationsschicht auf einer Sandsäule weggenommen, worauf die Durchflussrate sofort von etwa 100 ml/d bis auf 1800 ml/d zunahm. Die auf der Oberfläche vom Langsam-Sandfilter im Wasserwerk Bausberg entstehende Schmutzdecke muß zwei- bis dreimal im Jahr wegen abnehmender Filterleistung entfernt werden. Dadurch kann die Filtergeschwindigkeit wieder erhöht werden (Hamburg Wasserwerk GmbH, 1982).

Die Dicke der Kolmationsschicht und ihre Durchlässigkeit hingen von der Schwebstoffmenge und den gelösten organischen Stoffen des eingeleiteten Abwassers ab (Winter und Goetz, 2004). Mit biologisch vorgereinigtem Abwasser konnte eine höhere Versickerungsgeschwindigkeit erzielt werden als mit dem Abwasser eines Faulgrubenablaufes (von der Emde, 1977). Für biologisch vorgereinigtes Abwasser traten höhere Versickerungswerte als für nur mechanisch vorgereinigtes Abwasser ein (Popkin und Bendixen, 1968). Laak (1980) hatte berichtet, dass die Beschickungsrate eines Sandfilters mit gut vorgereinigtem Abwasser immer höher war als mit schlecht vorgereinigtem Abwasser.

Rott und Zacher (1999) haben bei einem Versuch mit Quarzsand (0,2-0,7 mm) als Füllmaterial und vier Schadstellen an einer PVC-Rohrleitung DN 100 beobachtet, dass die täglichen Sickerwassermengen mit fortschreitender Versuchsdauer deutlich geringer wurden, was auf die allmähliche Verstopfung der Schlitze des Rohres und der Poren des Bettungsmaterials zurückzuführen ist. Umgekehrt wurden bei Regenwetter oder bei Gewitterregen aufgrund des deutlich weniger stark mit Schmutzstoffen beladenen Abwassers aus der Mischkanalisation einzelne Schadstellen an diesen Tagen freigeschwemmt und gaben zeitweilig mehr Sickerwasser ab als an vorangegangenen Trockenwettertagen.

Zusätzlich ist die Versickerungsrate von folgenden Punkten beeinflusst: Bodenart, Form und Größe des Testloches, Wasserdruck in der Rohrleitung, Höhe des Grundwasserspiegels und Versuchsdauer (Laak, 1980).

Die Untersuchungen mit Mittel- bis Grobsand, Mittelsand und schluffigem Sand zeigten eine deutliche Abnahme der Exfiltrationsrate von 69,1 l/(h·m) bzw. 61,6 l/(h·m) bei Versuchsbeginn auf 2,3 l/(h·m) und 0,8 l/(h·m) nach 5 Versuchstagen. Die Exfiltrationsrate

nahm bei dem etwas feinkörnigerem Boden schneller ab als bei grobem Boden. Bei der Bodensäule mit dem eingebauten schluffigen Sand wurden während der gesamten Versuchsdauer keine nennenswerten Exfiltrationen gemessen (Dohmann, 1999).

Ullmann (1994) fand, dass die Exfiltrationsmengen abhängig vom Wasserdruck im Rohr und der Zeitdauer bestimmter Wasserdruckganglinien sind. An einer betrachteten Leckagestelle ergeben sich über einen Zeitraum von 26 Jahren Exfiltrationsmengen von $39 \text{ m}^3/\text{m}$, wenn die partiellen Wasserdruckprüfungen ($13,2 \text{ m}^3/\text{m}$) und die Wasserdruckprüfung über eine gesamte Haltung zugrunde gelegt werden. Nach Franz *et al.*, (2006) hat der Wasserstand in Kanälen bedeutenden Einfluß auf die Exfiltration. So wurde beispielsweise beim Hochwasserereignis 2002 in Dresden durch den Rückstau von Flusswasser in das Kanalnetz und trotz maximaler Grundwasserstände ein exponentielles Ansteigen der Exfiltrationsraten berechnet.

Im Boden entstehen Gase infolge von chemischen und biologischen Reaktionen. Die Gase können im Boden diffundieren und haben keinen Einfluss auf die Exfiltrationen aus undichten Kanälen. Die eigene Versuchsanlage bestand aus mehreren Glassandsäulen. Die Gase breiten sich nicht wie im realen Boden seitlich aus, sondern weichen ausschließlich nach oben aus. Dies führt unweigerlich zum Durchbruch der Kolmationsschicht und zu Schwankungen der Durchflussrate. Je höher die eingeleitete CSB-Fracht war, desto mehr Gase entstanden und desto höher war zeitweise die Durchflussrate.

Ellis *et al.* (2003) haben in einem Versuch mit einem PVC-Rohr gezeigt, dass die Sickermenge durch einen Spalt von 3,65 mm bei einer Wasserstauhöhe über 3 cm mehr als durch einen Spalt von 1,44 mm war. Es wurde beobachtet, dass die Risse (mindestens teilweise) infolge von gewachsenen Biofilmen, Algenmatten und durch abgelagerte Sedimente gedichtet wurden. Blackwood *et al.* (2005) stellte fest, dass die radialen Risse infolge der Bindekraft der Feststoffe selbst abgedichtet werden. Dies führte zu einem Rückgang der Exfiltrationsrate.

5.2 Umsetzungen der organischen Stoffe und des Stickstoffs

5.2.1 Änderungen der organischen Stoffe und des Stickstoffs in Sandsäulen

Die Reinigung von Abwässern im Boden beruht auf einer Kombinationswirkung mehrerer Faktoren und kann den folgenden Wirkmechanismen zugeordnet werden:

- Siebwirkung als mechanischer Vorgang,
- Adsorption und Ionenaustausch als physikalisch-chemischer Vorgang,
- Enzymreaktion als biologischer Vorgang (Grau, 1977).

In einer unsegmentierten Sandsäule mit einer Länge von 125 cm wurden vom CSB und vom gesamten Stickstoff im Zeitraum zwischen 14. und 42. Monat durchschnittlich 73 % bzw. 61 % eliminiert (Tabelle 5.1). Die CSB-Elimination war ähnlich aber die Stickstoff-Elimination war viel höher als in einer Sandsäule von Dohmann mit 13 % (Dohmann, 1999).

Tabelle 5.1: Elimination der Abwasserinhaltsstoffe in verschiedenen Versuchsanlagen

	CSB	Stickstoff	Anlage	Sickerstrecke (m)
Dohmann, 1999	95 %	91 %	Sandversuchsanlage	1,0
Born et al., 2000	>90 %	NH ₄ -N: > 90 %	Pilotanlage	
Schmager, 2000	85 %		Pflanzenkläranlagen	
Dohmann, 1999	76 %	13 %	Sandsäule	0,66
Eigene Versuche	73 %	61 %	Sandsäule	1,25

Durch eine Versuchsanlage von 150 x 100 x 100 cm (L x B x H) wurde der CSB des kommunalen Abwassers nach Sandbodenpassage zu 95 % eliminiert (Dohmann, 1999). Die N_{ges}- und NH₄-N-Elimination lag bei 91 % und 99 %. Der Nitratgehalt erhöhte sich von 0,1 mg/l im Zulauf auf durchschnittlich 2,6 mg/l in Filtrat (Dohmann, 1999). Nach fünf Jahren Betriebserfahrung mit der Pilotanlage hat sich gezeigt, dass bezüglich CSB und NH₄-N ein Wirkungsgrad von zum Teil deutlich über 90 % festgestellt wurde. Trotz einer hohen Feststoffbeaufschlagung konnte kein Nachlassen in der Durchlässigkeit festgestellt werden (Born et al., 2000). Eine statistische Analyse zeigt, dass die in der Bundesrepublik Deutschland in Betrieb befindlichen Pflanzenkläranlagen überwiegend kommunales Abwasser reinigen. Die mittlere CSB-Elimination bei den vertikal betriebenen Anlagen betrug 84,5 % (Schmager, 2000).

Da die Kolmationsschicht und die oberen Sandschichten viele Mikroorganismen enthalten, haben sie eine hohe Abbauleistung für die Inhaltsstoffe des Abwassers. Vom CSB des kommunalen Abwassers wurde in den eigenen Versuchen ca. 60 % in den ersten 25 cm Sickerstrecke abgebaut. In Tabelle 5.2 ist die Sickerstrecke mit höchsten Umsatzleistungen in verschiedenen Anlagen dargestellt. Die höchste Elimination der Abwasserinhaltsstoffe in allen Anlagen findet in den ersten 50 cm Sickerstrecke statt. In den eigenen Untersuchungen wurde der CSB in der anschließenden Sickerstrecke von 25-125 cm nur noch um ca. 10 % weiter reduziert. Der DOC betrug in 0-10 cm Tiefe ca. 43 mg/l, in 10-20 cm nur ca. 3 mg/l. In 20-70 cm Tiefe lag der DOC bei ca. 4 mg/l, ähnlich wie die Hintergrundkonzentration unter dichten Kanälen (Clodius et al., 1999). Die technische Versuchsanlage wurde bei

Beschickung mit dem Ablauf einer Dreikammerausfallgrube im Mittel mit 86 mg/l DOC belastet. Bereits auf den ersten 40 cm Sickerstrecke hat ein Abbau des DOC auf mittlere Gehalte von 9 mg/l stattgefunden (Rettinger, 1991).

Nach von Felde und Kunst (1996) finden die CSB- und N-Abbaugänge überwiegend bis 20 cm Bodentiefe statt. Sowohl die Nitrifikationsaktivität als auch die Nitratreduktaseaktivität haben bis 10 cm Bodentiefe ihr Maximum.

Tabelle 5.2: Die Sickerstrecke mit höchsten Umsatzleistungen in verschiedenen Versuchsanlagen

	Sickerstrecke (cm)	Versuchsanlage
Rehbein, 1998	0-50	Biofilter
Clodius et al., 1999	0-20	Unter Kanalrohr
Rettinger, 1991	0-40	in situ Messstation
von Felde und Kunst, 1996	0-20	Sandsäule
Eigene Versuche	0-25	Sandsäule

Die Höhe der Kolmationsschicht betrug in den eigenen Versuchen 2-5 cm, 2-3 cm in den Versuchen von Schulz *et al.* (1994) und 5-10 cm in den Versuchen von Hagendorf *et al.* (1994). Obwohl die Höhe der Kolmationsschicht nur ca. 2 cm betrug, wurde 44 % des auf die Säule aufgetragenen CSB bzw. 30 % des TKN in der Kolmationsschicht eliminiert (Kapitel 4.2.1.2). Die Kolmationsschicht hat deshalb eine große Bedeutung für undichte Abwasserkanäle. Sie verringert nicht nur die Sickerrate des Abwassers in den Boden sondern eliminiert auch die Inhaltsstoffe des Abwassers zu einem wesentlichen Teil.

Nach Koppe und Stozek (1999) wird der CSB vom kommunalen Abwasser in drei Portionen unterteilt: sehr leicht, langsam und schwer abbaubar (Tabelle 5.3). In klassischen Kläranlagen wird über 90 % des CSB eliminiert. Die restlichen 10 % CSB fließen in die Vorflut als schwer abbaubare organische Stoffe.

Tabelle 5.3 Abbaubarkeit der drei CSB-Fractionen (Gesamter CSB: 600 mg/l) (Koppe und Stozek, 1999)

Abbaubarkeit	Gruppe	Dispersität	Stoffbeispiele
sehr leicht abbaubar	A: 13,3 %	überwiegend gelöst	Essigsäure, Ethanol
langsam abbaubar	B: 66,7 %	überwiegend gröber dispers	emulg. Fett, Stärke
schwer abbaubar	C: 20 %	gelöst und ungelöst	EDTA, Cellulose

In Tabelle 5.4 wurde eine CSB-Bilanzierung des Abwassers nach der Versickerung in einer 125 cm langen Sandsäule für eine Betriebszeit von 60 Monaten vorgenommen.

Tabelle 5.4 Die Verteilung der organischen Stoffe des aufgetragenen Abwassers nach der Versickerung durch eine 125 cm lange Sandsäule (anaerober Betrieb von 60 Monaten)

Abgebauter CSB	Nicht abgebauter CSB	
	Durch die Säule in den Ablauf	Verbleib in der Säule (Partikel)
63 %	27 %	10 %

Werden die beiden Tabellen verglichen, kann man sehen, dass der leicht biologisch abbaubare CSB des kommunalen Abwassers (13,3 %) und ein Teil des langsamer abbaubaren CSB in den ersten 25 cm Sickerstrecke abgebaut wurden. In den ersten 25 cm Sickerstrecke unserer Sandsäule wurde 60 % des CSB des Abwassers eliminiert und es wurden zusätzlich ca. 46,7 % des schwer abbaubaren CSB darin zurückgehalten, hydrolysiert und weiter abgebaut. In den anschließenden 25-125 cm Sickerstrecke wurde 10 % des schwer abbaubaren CSB reduziert. 10 % des CSB des Abwassers ist als absorbiertes oder von Mikroorganismen verwendeter CSB in der Säule geblieben. Ca. 27 % sind im Säulenauslauf zu finden und wurden ins Grundwasser eingetragen.

Sogar schwer abbaubare organische Stoffe können in Böden abgebaut werden, wenn die Retentionszeit lange genug ist. Nach der Bindung von Schadstoffen durch stabile Zellaggregate konnten die Immobilisate nach mehrmonatiger Lagerung wieder in Fermentationen eingesetzt werden (Balfanz und Rehm, 1991). Durch immobilisierte Mikroorganismen in Modellböden konnte die Abbauleistung von 4-Chlorphenol trotz Auswaschen der frei suspendierten Zellen deutlich gesteigert werden (Hopp und Hollender, 1992). Ho *et al.* (2006) haben beobachtet, dass Zellgifte wie Microcystin mit Ausgangskonzentration von 25 µg/l in einem Biosandfilter nach vier Tagen nicht mehr im Ablauf nachgewiesen werden konnte. Eine Gen-Detektion der beteiligten Mikroorganismen zeigte, dass biologischer Abbau eine große Bedeutung für die Eliminierung von Microcystin hatte.

Das kommunale Abwasser enthält als N-Komponenten hauptsächlich Ammonium und organischen Stickstoff. Organischer Stickstoff wird zuerst zu Ammonium umgesetzt, das vom Boden durch Kationenaustausch sorbiert wird. Diese Abbauvorgänge des organischen Stickstoffs finden zu 80 % in den ersten 40 cm (Rettinger, 1991) bzw. zu 60 % in den ersten 25 cm einer Sandsäule (Eigene Untersuchung, Abb. 4.8.3) statt. In der volleingestauten und

der überstauten Sandsäule fanden Denitrifikationsprozesse auch unterhalb von 20 cm Sandtiefe statt. Die Ursache hierfür könnte im räumlich verzögerten Abbau der organischen Substanzen liegen und demzufolge stehen Elektronendonatoren für die Denitrifikation auch in größeren Bodentiefen zur Verfügung (von Felde und Kunst, 1996). Erst wenn im Bodenfilter Sauerstoff zur Verfügung steht, wird das sorbierte Ammonium von Nitrifikanten zu Nitrit- und Nitratstickstoff oxidiert (Born *et al.*, 2000).

Obwohl die NH_3 -Verflüchtigung bestimmt wurde (Ryden, 1981), ergaben die Untersuchungen mit Stickstoff-Isotopenfraktionierung keinen Hinweis auf Ammoniak-Verflüchtigung (Voerkelius, 1990). Als wesentliche Mechanismen des abgebauten Stickstoffs kommt die Nitrifikation/Denitrifikation in Betracht (Paul, 2002).

Bei niedriger Konzentration an Sauerstoff ($\text{O}_2 < 1\text{mg/l}$) wird Ammonium als Elektronendonator und Nitrit als Elektronenakzeptor verwendet. In diesem Prozess (Anammox) wird $\text{NH}_4\text{-N}$ zu Nitrit oxidiert und zusammen mit NH_3 zu gasförmigem Stickstoff disproportioniert (Helmer *et al.*, 1999). Die anaerobe Ammonium-Oxidation ist im Festbettreaktor mit synthetischem Wasser und Schlammwasser möglich. Nach einer längeren Start-Phase von einigen Monaten erreichte die spezifische N-Elimination ein hohes Niveau ($3,5\text{ kgN m}^{-3}\text{Reaktor d}^{-1}$) (Bock *et al.*, 1995; Schmidt *et al.*, 1997).

Die Elimination des Stickstoffs in den eigenen Untersuchungen soll im folgenden abgeschätzt werden. Die Ergebnisse von Paul (2002) zeigen, dass das Rückhaltevermögen der ersten Säule (0-25 cm) 91,7 % für die Denitrifizierer im Abwasser betrug, die Stickstoff durch Denitrifikation zu gasförmigen N_2 umsetzten. Wenn die Bodenlösung ausreichende organische Stoffe enthielt, verwendeten die Denitrifizierer die C-Quelle als Elektronendonator, um Nitrat und Nitrit zu gasförmigem Stickstoff umzusetzen. Wenn die Bodenlösung wenig CSB hatte, wurde Ammoniumstickstoff als Elektronendonator verwendet. Bei diesem Prozess werden auch gasförmige Stickstoffverbindungen produziert. In der tieferen Sandschicht von 25-50, 50-75 und 100-125 cm wurden nitrifizierende Bakterien nachgewiesen (Paul, 2002). Der Stickstoffverlust war zwar gering, konnte aber eindeutig nachgewiesen werden. Die Stickstoffeliminierung wurde wahrscheinlich durch anaerobe Ammoniumoxidation erzielt.

5.2.2 Umsetzungen der Inhaltsstoffe des Abwassers im Boden unter verschiedenen Bedingungen - Leistung des Biofilms

Eigene Versuche zeigen, dass mit zunehmender Konzentration des Abwassers die CSB-Elimination nach einer Sickerstrecke von 125 cm anstieg. Variierende Durchflussraten im Rahmen des Versuchs hatten keinen Einfluss auf die CSB-Elimination.

Die Sandsäule wurde wie ein anaerober Festbettreaktor betrieben. Als einfachste Größe zur Beschreibung des Belastungszustandes des Reaktors dienen die Raumbelastung und die organische Belastung. Sie sind definiert als CSB-Fracht, bezogen auf das Reaktorvolumen oder die Menge der organischen Trockensubstanz im Boden: Mittels der Daten vom CSB des Bodenvolumens und der HRT kann die Raumbelastung und organische Belastung berechnet werden.

$\text{CSB-Raumbelastung (B}_R) = \frac{\text{CSB-Fracht}}{\text{Volumen der Teilsäule}} \quad (\text{kg/m}^3/\text{d}) \quad (5-1)$
$\text{Organische CSB-Belastung (B}_{\text{org.}}) = \frac{\text{CSB-Fracht}}{\text{Trockensubstanz}} \quad (\text{kg/g/d}) \quad (5-2)$
$\text{mit CSB-Fracht (kg CSB/d) = Abwassermenge (m}^3/\text{d) * CSB-Konzentration (kg/m}^3) \quad (5-3)$

Tabelle 5.5: CSB_{Zulauf} des aufgetragenen Abwassers und organische CSB-Belastung der Teilsäulen einer segmentierten Sandsäule mit einer Länge von 5 x 25 cm (anaerober Betrieb, Durchflussrate: 800 ml/d)

Sickerstrecke	CSB _{Zulauf}	oTS
(m)	(mg/l)	(g)
0-25	964	19,2
25-50	181	6,9
50-75	132	6,8
75-100	118	6,4
100-125	116	6,2

Als CSB-Daten wurden die Messwerte der letzten drei Wochen vor dem „Schlachten“ der segmentierten Säule verwendet. Die organische Trockensubstanz in den Säulen wurde schichtweise nach dem Schlachten bestimmt. Die durchschnittliche CSB-Konzentration des Abwassers betrug 964 mg/l (Tabelle 5.5). In der ersten 25 cm wurde der CSB auf 181 mg/l

eliminiert, in den anschließenden Teilsäulen nahm der CSB weiter langsam ab. Die organische CSB-Belastung ($B_{org.}$) in den ersten 25 cm lag bei 19,2 g CSB/g oTS/d, während sie von 25-125 cm von 6,9 auf 6,2 g CSB/g oTS/d abnahm.

Das Volumen jeder Teilsäule der segmentierten Sandsäule (5 x 25 cm) betrug 1,77 Liter. Die CSB-Raumbelastung ist nur abhängig vom $CSB_{Zulaufl}$ der Teilsäule. In der ersten Teilsäule mit der Sickerstrecke von 0-25 cm lag die Raumbelastung (B_R) bei 0,44 kg CSB/m³/d und war viel höher als die B_R in den anschließenden Teilsäulen (Sickerstrecke von 25-125 cm) mit unter 0,1 kg CSB/m³/d (Abbildung 5.1). Die organische Belastung des Biofilms zeigte, dass die $B_{org.}$ einen höheren Wert von 0,40 g CSB/g oTS/d in den ersten 25 cm Sickerstrecke hatte. Die $B_{org.}$ in den anschließenden 25-50 cm betrug noch 0,21 g CSB/g oTS/d, in 50-75, 75-100

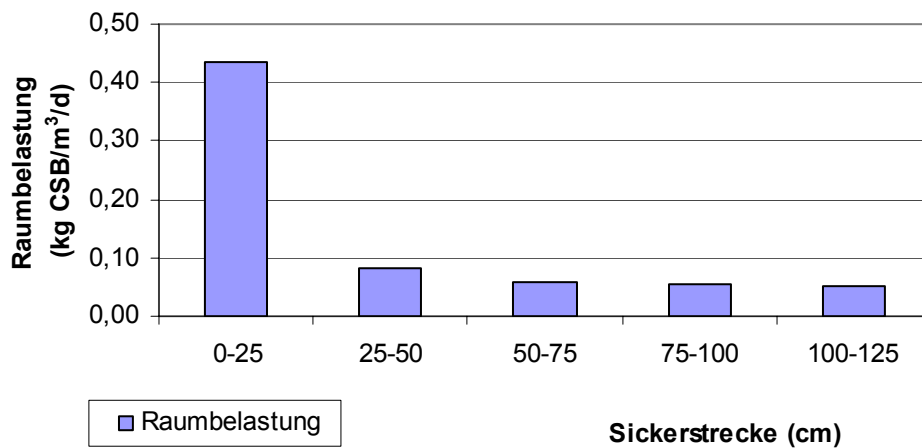


Abbildung 5.1: Raumbelastung jeder Teilsäule einer segmentierten Sandsäule (Säulenlänge: 5 x 25 cm, anaerober Betrieb, Durchflussrate: 800 ml/d, CSB des Abwassers: 964 mg/l)

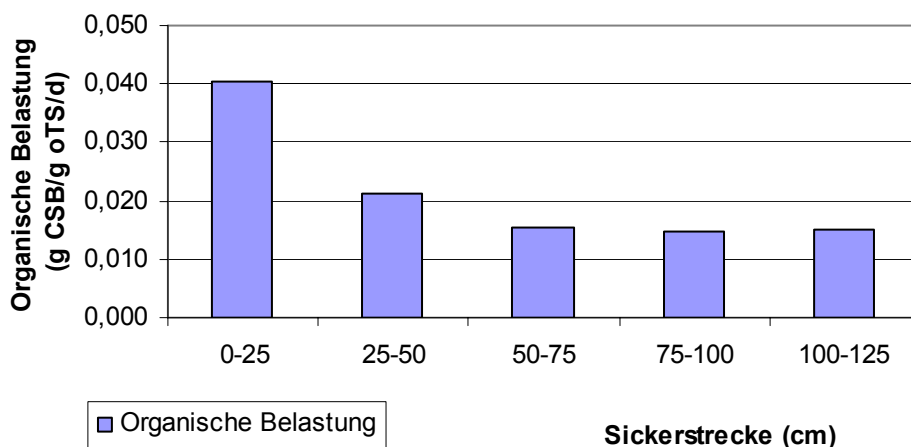


Abbildung 5.2: Organische Belastung jeder Teilsäule einer segmentierten Sandsäule (Säulenlänge: 5 x 25 cm, anaerober Betrieb, Durchflussrate: 800 ml/d, CSB des Abwassers: 964 mg/l)

und 100-125 cm war die B_{org} ca. 0,15 g CSB/g oTS/d (Abbildung 5.2). Daraus kann ersehen werden, dass bei einer Stoßbelastung mit einer schlagartig erhöhten CSB-Fracht des Abwassers infolge einer höheren CSB-Konzentration oder einer Steigerung der Durchflussrate neben der ersten Teilsäule (0-25 cm Sickerstrecke) die folgenden Teilsäulen (25-125 cm) auch in der Lage sind, CSB zu eliminieren.

Im Vergleich zu großtechnischen Festbettreaktoren ist die Raumbelastung der Sandsäule mit 0,44 kg CSB/ m³/d sehr niedrig. Bischofsberger *et al.* (2005) hat die B_R von 36 in Deutschland und in Europa gebauten Anaerobanlagen verglichen (Tabelle 5.6). In Deutschland liegt die CSB-Raumbelastung von 28 großtechnischen Festbettreaktoren für die Abwasserreinigung im Bereich zwischen 2,2 und 40,0 kg CSB/(m³/d). Die durchschnittlichen Werte in Deutschland und in Europa (ohne Deutschland) betragen 8,4 und 10,5 kg CSB/(m³/d).

Tabelle 5.6: CSB-Raumbelastung von großtechnischen Festbettreaktoren (Bischofsberger *et al.*, 2005)

	Anzahl	B_R -Mittelwerte (kg CSB/m ³ /d)	B_R Min/Max (kg CSB/m ³ /d)
Deutschland	28	8,4	2,2 / 21,4
Europa (ohne Deutschland)	8	10,5	6,5 / 20,0

Von Felde und Kunst (1996) fanden, dass die CSB-Reinigungsleistung in Bodensäulen bei Sickerraten von 50 mm/d bis 150 mm/d unabhängig von der hydraulischen Belastung ist. In den eigenen Untersuchungen hatte die Durchflussrate zwischen 30 und 410 mm/d keine Auswirkung auf die CSB-Elimination nach 125 cm Sickerstrecke. Kasting *et al.* (2003) hatten in halbtechnischen Bodenfilterversuchen zur Reinigung von Abflüssen stark verschmutzter Verkehrsflächen beobachtet, dass bei dem durchgeführten Versuch keine bessere Reinigungsleistung bei geringerer Beschickung festgestellt werden konnte. Die Zusammentragung der Betriebsdaten und Analyseergebnisse von über 300 mitteleuropäischen Pflanzenkläranlagen (Börner, 1992) sowie bei der aktuellen Auswertung von Betriebsdaten im Rahmen des Verbundprojektes „Bewachsene Bodenfilter“ (Geller und Höner, 2000) konnten keinen direkten Zusammenhang zwischen Flächenbelastung und Ablaufkonzentrationen finden. Für den Abbau des CSB im Belastungsbereich von 1 bis 7 kg CSB/(m³·d) konnten keine Einflüsse von Abwassertemperatur oder Filtergeschwindigkeit auf das Abbauverhalten festgestellt werden (Rehbein, 1998).

Bei niedriger Konzentration des Zulaufs von 96 mg/l wurde der CSB zu 64 % in einer Pflanzenkläranlage eliminiert (Köcher, 1996).

Die Temperaturen in den Pflanzenkläranlagen in der ungesättigten Zone unterlagen einem weiten Schwankungsbereich, der in der Zone höchster mikrobieller Aktivität von 3,4 bis 21,0°C reicht. Bei der Betrachtung der äquidistanten Reihen der DOC-Sickerwasserkonzentrationen kann aber kein jahreszeitlicher Effekt festgestellt werden. Die Geschwindigkeit der Nitrifikation war im Winter stark reduziert, und eine Belastung des Grundwassers wurde nur durch den langen Sickerweg von 4,2 m vermieden (Rettinger, 1991). Die Pflanzenkläranlage kann im Winter bei Lufttemperaturen < 0°C und Wassertemperaturen von ca. 10°C problemlos betrieben werden (Köcher, 1996). Eine Differenzierung von Temperatur oder Filtergeschwindigkeit ließ keinen Einfluss auf die CSB-Abbauleistung erkennen (Clodius *et al.*, 1999).

Aus den Daten von 40 Monaten Abwasserversickerung in einer 125 cm langen Sandsäule kann man sehen, dass die CSB-Elimination im Sandboden nach einer Sickerstrecke von 125 cm nicht von der Betriebszeit abhing (Kapitel 4.2.2.4). Aber die Ergebnisse werden mit steigender Belastung und tieferen Abwassertemperaturen schlechter. Die Stickstoffelimination in Bodenfiltern bezogen auf Gesamt-Stickstoff variierte zwischen 5 und 95 %, wobei die Elimination mit steigender Belastung niedriger, bzw. mit längerer Verweilzeit höher wurde (Geller *et al.*, 1992). Dies hängt wohl mit der Sauerstoffverfügbarkeit zusammen, die bei hoher Belastung gerade für den C-Abbau reicht. Sauerstoff kann nicht schnell genug für die Nitrifikation aus benachbarten Zonen nachdiffundieren.

5.3 Keimzahlreduktion bei der Abwasserversickerung

Durch die generell geringe Filtergeschwindigkeit werden nicht nur die größeren organischen und anorganischen Partikel vornehmlich in der obersten Filterschicht mechanisch zurückgehalten, was zu einer Schmutzdecke führt, sondern es werden auch kleine und kleinste Partikel wie Kolloide, Bakterien und Viren durch Adsorptions-, chemische Bindungs- und Massenanziehungskräfte, sowie durch biochemische Prozesse dem Wasser entzogen. Die Schmutzdecke bildet sich in den obersten Zentimetern aus Organismen oder deren Fragmenten und aus organischen und anorganischen Partikeln und verkleinert durch Ausschwemmprodukte die Porengröße des Sandes. Dadurch können dann beispielsweise auch Bakterien zurückgehalten und autolytisch eliminiert werden. Lebende Bakterien entnehmen

dem langsam durchfließenden Wasser gelöste organische Substanz und vermehren sich dabei (Zimmermann, 2000). Feststoffe des Abwassers werden neben dem Rückhalt durch Oberflächenfiltration auch infolge der Tiefenfiltration an Bodenkörner angelagert (Fach, 2003). Die Nährstoffe nahmen in die Fließrichtung stetig ab.

Die Zusammensetzung der Mikroorganismen in einer Sand- oder Bodensäule hängt von den Betriebsbedingungen und der Betriebsdauer ab. Mit zunehmender Betriebszeit nahm die Reduktion aerober Bakterien in aerob betriebenen und ganz besonders in anaerob betriebenen Säulen zu. In der Tiefe von 0-50 cm stieg die Anzahl der anaeroben Bakterien nach 54 Monaten im Vergleich zu 28 Monate Betriebszeit an, während sie in den anschließenden 50-125 cm abnahm (Kapitel 4.4).

Coliforme Keime und *E. coli* können im Boden eliminiert werden. Nach 54 Monaten Betriebszeit wurden coliforme Keime bzw. *E. coli* von $1,80E+06$ auf $2,00E+01$ bzw. von $2,60E+05$ auf 0 nach 125 cm Sickerstrecke in Sand reduziert (Kapitel 4.4). Die Eliminationen von *E. coli* in verschiedenen Abwasseranlagen sind in Tabelle 5.7 dargestellt. Daraus kann man feststellen, dass *E. coli* im Boden um 2-6 log-Stufen eliminiert werden kann.

Tabelle 5.7: Elimination von *E. coli* im Abwasser nach der Versickerung des Bodens

	Elimination	Anlage
Hagendorf und Diehl, 2001	4-6 log-Stufen	Vertikalfilter
Mathys, 1998	2-4 log-Stufen	Literaturstudie
Geller et al., 1992	2-4 log-Stufen	Bodenfilter
Hijnen et al., 2005	> 2 log-Stufen	Naturbodensäule
Baeder-Bederski et al., 2005	5,4-5,4 log-Stufen	Vertikalfilter
Eigene Versuche	> 5 log-Stufen	Sandsäule

Die Struktur der Kolmationsschicht mit sehr geringen Porendurchmessern ist wahrscheinlich verantwortlich für den höchsten Anteil an der Reduktion von *E. coli* im Sickerwasser. Die Bakterien werden zu einem hohen Anteil zurückgehalten. Wenn die Kanalisation in einem Boden ohne Makroporen verlegt ist, wird eine Kontamination des Grundwassers mit Abwasserbakterien nicht signifikant sein (Vollertsen und Hvitved-Jacobsen, 2003). Die Schmutzdecke auf der oberen Sandschicht des Auflagers von Kanalrohren erhöht die Elimination der Bakterien um 1-2 log-Stufen (Hijnen et al., 2004)

Hijnen et al. (2004) berichten nach den Ergebnissen von Versuchen im Feld, im Pilot- und Laborsäulenmaßstab, dass Bakterien und Viren in einem Langsamsandfilter um 2-3 und 1,5-2

log-Stufen eliminiert werden. Sie vermuteten, dass die in der Sandschicht akkumulierten (an)organischen Stoffe eine signifikante Wirkung auf die Eliminierung der Organismen haben. Hierbei spielt auch die Oberflächenbeschaffenheit des Sandes und die Wechselwirkung mit der Bakterienzellwand eine wichtige Rolle. Je tiefer das Grundwasser ansteht bzw. mit feiner werdender Textur des Bodens nimmt die Gefahr des Eintrags von Keimen in das Grundwasser ab (Rehse, 1977). Mit zunehmender Tiefe des Sandes stieg die Reduktion von coliformen Keimen und von *E. coli* in der Sandsäule an (eigene Versuche, Kapitel 4.4).

Dizer *et al.* (2004) untersuchten die Virenelimination durch Sandfilter in einem Wasserwerk und fanden, dass ohne Kolmationsschicht 40 % der eingeleiteten Coliphagen 138 in den Filter-Auslauf sickerten. Mit Kolmationsschicht wurde nur 1 % der Coliphagen im Auslauf nachgewiesen. Die Kolmationsschicht hat offensichtlich keine inaktivierende Wirkung auf die Viren.

5.4 Hydraulische Aufenthaltszeit

Die Ergebnisse der Versuche mit KCl-Lösung als Tracer zeigten, dass sich die hydraulische Aufenthaltszeit (HRT $\Rightarrow t_{50}$) mit abnehmender Durchflussrate, zunehmender Betriebszeit und längerer Sickerstrecke verlängerte (Kapitel 4.6).

Mit abnehmender Durchflussrate verlängerte sich die erste Nachweiszeit des Tracers und verringerte sich die Elutionskonzentration im Auslauf während der Versuchsdauer. Die beiden Faktoren waren wichtig für die Ermittlung der HRT des Abwassers in der Sandsäule. Während einer Sickerstrecke von 25 cm war die HRT nur von der Elutionskonzentration des Tracers beeinflusst. Nach 50 cm Sickerstrecke hing die HRT von der ersten Nachweiszeit und der Elutionskonzentration des Tracers im Auslauf ab (Kapitel 4.6).

Mohammedi (1998) hat eine Gleichung (5-1) für die hydraulischen Tracerversuche in der mit frischem Quarzsand gefüllten Säule entworfen. Die Ergebnisse zeigen einen linearen Zusammenhang mit der Sickerstrecke.

$$t_r = \alpha \cdot h \cdot u^{-\beta} \quad \text{(Gleichung 5 - 1)}$$

t_r ist die Verweilzeit (min), h ist die Länge der Säule (cm), u ist hydraulische Belastung ($\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$) und α , β sind empirische Konstanten. Für den hier verwendeten Sand betrug α 0,3 und β 0,7. Ähnliche Ergebnisse wurden mit einer Sandsäule (Länge: 90 cm, \varnothing 8 cm) berichtet. Die Verweilzeit nahm bis ca. 6 Stunden bei 2500 ml/d linear mit steigender Sickerstrecke zu (Sélas *et al.*, 2002). In den eigenen Untersuchungen wurde der Tracerversuch

mit KCl in den beiden Säulen mit einer Länge von 25 und 110 cm durchgeführt, die mit frischem Sand gefüllt wurden. Die Messergebnisse stimmten nicht streng mit den durch Gleichung 5-1 gerechneten Ergebnissen überein. Trotzdem ergab die Verweilzeit mit Zunahme der Sickerstrecke ein lineares Verhältnis.

An (persönliche Information) hat die HRT in drei Säulen mit verschiedenen Zuläufen (kommunales Abwasser, Partikelfraktion und gelöste Fraktion des kommunalen Abwassers) gemessen. Die Partikelfraktion war eine Mischung der partikulären Fraktion des kommunalen Abwassers (2 Liter) mit Leitungswasser (28 Liter). Nach der Betriebszeit von 13 Monaten nahm die mittlere Verweilzeit (t_{50}) in der Säule mit dem kommunalen Abwasser von 20 auf 29 Stunden zu, 4 Stunden länger als in der Säule mit der gelösten Fraktion und eine Stunde

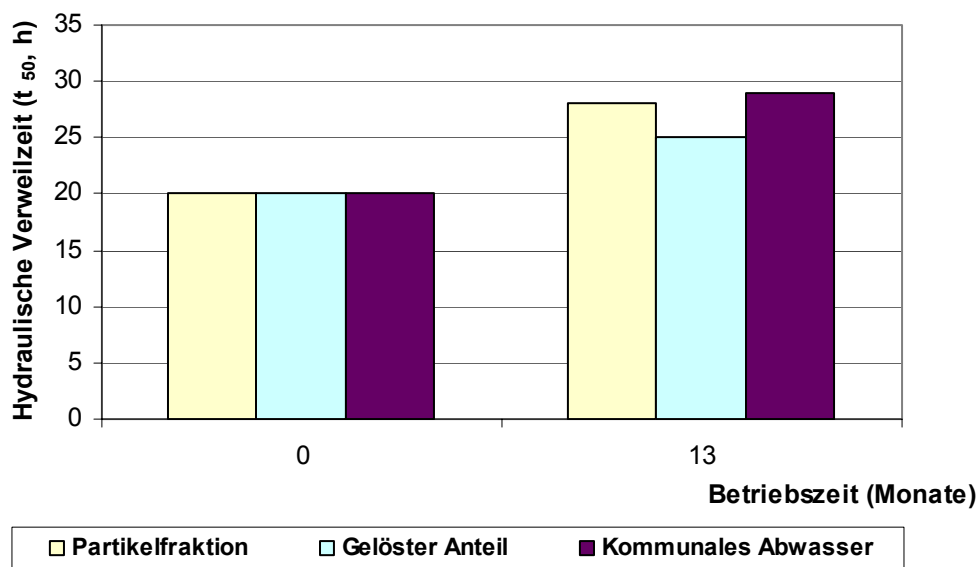


Abbildung 5.3: Hydraulische Aufenthaltszeit von Abwasser in Sandsäulen bei verschiedenen Zuläufen: Partikelfraktion, gelöste Fraktion vom Abwasser und kommunales Abwasser (Säulenlänge: 105 cm; anaerober Betrieb) (nach An, persönliche Information)

länger als in der Säule mit der Partikelfraktion (Abbildung 5.3). Die Partikelfraktion enthielt viele Schwebstoffe, aber einen niedrigen $CSB_{gelöst}$, während die gelöste Fraktion wenige Schwebstoffe aber einen hohen $CSB_{gelöst}$ enthielt. Die hydraulische Verweilzeit in den beiden Säulen stieg nach 13 Monaten Betriebszeit an. Die Ergebnisse zeigen, dass die partikuläre Fraktion und die Konzentration der gelösten organischen Stoffe im Abwasser eine wichtige Bedeutung für die hydraulische Aufenthaltszeit hatten.

Die Verweilzeit des Abwassers in der Säule und die CSB -Elimination stiegen mit zunehmender Sickerstrecke an (Abbildung 5.4). Die Steigerungsrate war deutlich unterschiedlich. Die Steigung der Verweilzeit war linear proportional zur Sickerstrecke. Die

CSB-Elimination fand überwiegend innerhalb der ersten 25 cm Sickerstrecke statt. Obwohl die Verweilzeit in der Säule nach der Sickerstrecke von 25 bis 125 cm weiter schnell zunahm, stieg die CSB-Elimination nur gering an. Die Ergebnisse zeigten, dass die CSB-Elimination stark abhängig war von der Menge der Mikroorganismen (größte CSB-Elimination bei der höchsten Mikroorganismenkonzentration in der Kolmationsschicht) und nur wenig durch die Tiefe beeinflusst wurde. Die ersten 25 cm Bodentiefe unter einer Leckagestelle eines Abwasserkanals in einem sandigen Untergrund waren für die Reduktion der organischen Stoffe vom Abwasser von Wichtigkeit, danach werden nur noch wenig mehr organische Verunreinigungen abgebaut.

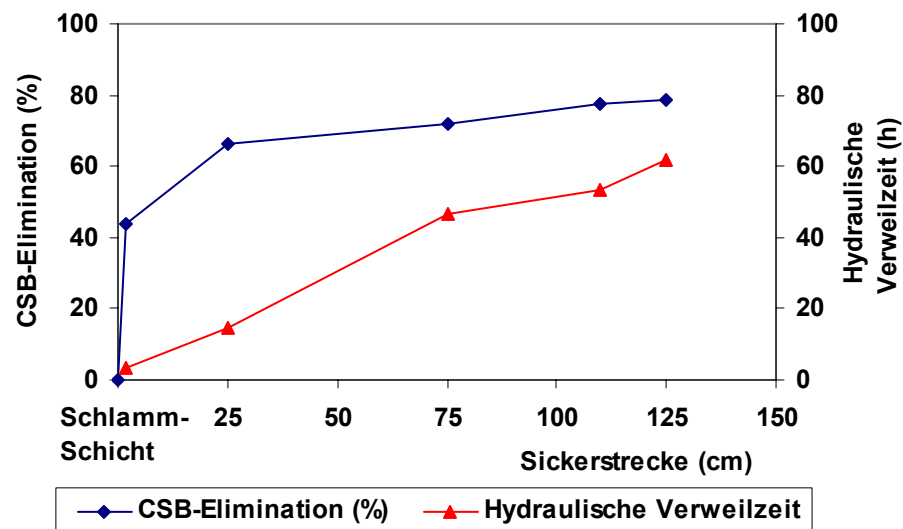


Abbildung 5.4: CSB-Elimination (%) und hydraulische Verweilzeit (HRT, h) mit zunehmender Sickerstrecke in einer Sandsäule (anaerober Betrieb)

5.5 Kontamination des Bodens

Nach der Einleitung des Abwassers in Sandsäulen werden die suspendierten Stoffe durch Siebung, Adsorption, Fällung usw. in der Säule zurückgehalten. Der organische Anteil wird teilweise hydrolysiert, und dann teilweise abgebaut. Die nicht hydrolysierten organischen Stoffe, die gewachsenen Mikroorganismen und in der Säule zurückgehaltenen anorganischen Stoffe verkleinern die Poren, reduzieren die Sickerrate und kontaminieren den Sandboden.

Nach dreiwöchiger Versuchsdauer befand sich eine zusammenhängende schwarzgefärbte ca. 0,2 cm dicke und 2 cm breite Schicht unter dem Sohllängsriss von 4 cm. Die darunter liegende Schicht war von grau-schwarzer bis grauer Färbung. Sie war 10 bis 15 mm mächtig

und grenzte sich deutlich gegen den darunterliegenden nicht verfärbten Sand ab (Dohmann, 1999). In den eigenen Untersuchungen verfärbte sich die Sandschicht über die gesamten 125 cm nach 3jähriger Betriebszeit.

5.5.1 Bodenfeuchte

Eigene Ergebnisse zeigen, dass der Wassergehalt in der Sandsäule mit zunehmender Sickerstrecke innerhalb der ersten 30 cm abnahm. In der anschließenden Sandschicht blieb der Wassergehalt konstant und lag bei 4 % wie bei einer „sauberen Sandsäule“. Die obere Schlammschicht enthielt 62 % Wasser. Der Wassergehalt in der Sandschicht 0-1 cm betrug 23 %. Die Ursache der Unterschiede liegt im Biomassegehalt in den verschiedenen Schichten (Kapitel 4.7.1).

Ähnliche Ergebnisse wurden auch am Kanalmodell erzielt. Die Feuchte in Abständen von 10 cm bis zu einer Tiefe von 40 cm unter der Rohrsohle wurde mit einer Neutronensonde gemessen. Nach mehrtägigen Pumpspausen sind im Feld mit einem Längsschlitz (50 x 0,4 cm) Differenzen von 0,2 bis 0,5 % vorhanden, während sich im Feld ohne Rohrschaden beide Kurven nur unwesentlich unterschieden. Bei kontinuierlichem Wassertransport im Rohr stieg der Wassergehalt unter dem Längsschlitz um 10-20 % an (Rott, 1999).

Die Ergebnisse von Pell *et al.* (1990) zeigen, dass der Wassergehalt und der organische Trockensubstanz in einem Sandfilter mit zunehmender Sickerstrecke abnahm.

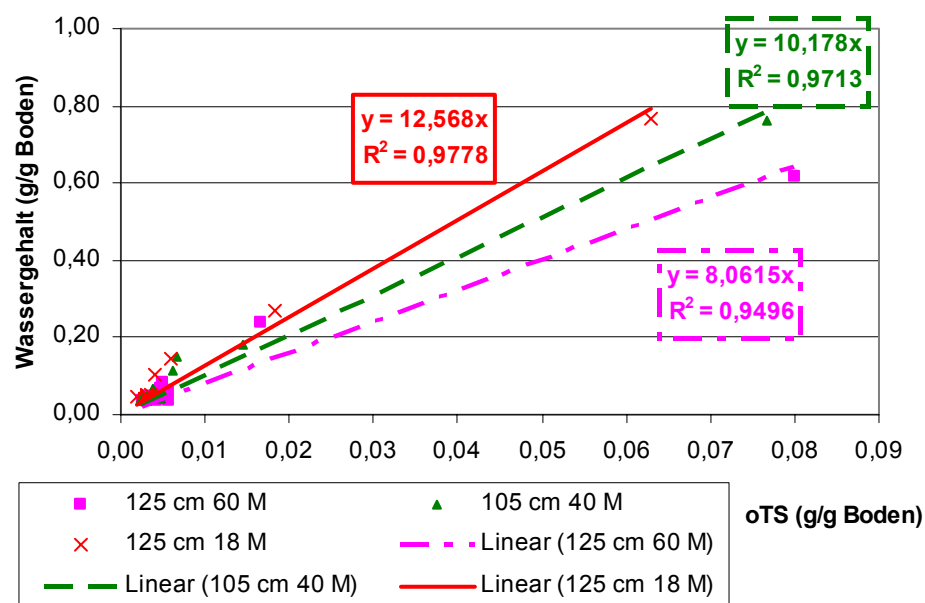


Abbildung 5.5: Der Wassergehalt und die organische Trockensubstanz in den Sandsäulen nach verschiedenen Betriebszeiten (Säulenlänge : 125 cm für die Betriebszeit von 18 und 60 Monaten bzw. 105 cm für die Betriebszeit von 40 Monaten, anaerober Betrieb)

In Abbildung 5.5 ist der Wassergehalt der Sandsäule gegen die organische Trockensubstanz nach 18, 40 und 60 Monaten in den drei Sandsäulen aufgetragen. Daraus ist deutlich zu sehen, dass der Wassergehalt einen direkten Zusammenhang mit der organischen Trockensubstanz im Sandboden aufweist.

5.5.2 CSB

Die Ergebnisse eigener Untersuchungen zeigen, dass restliche organische Stoffe noch bei einer Sickerstrecke von bis 250 cm nachgewiesen werden. Der CSB der Sandproben (hauptsächlich Biofilm) nahm mit zunehmender Tiefe bis 30 cm ab. Ab der Tiefe von 30 cm blieb der CSB niedrig und konstant (gleichmäßiger, dünner Biofilm) (Kapitel 4.7.2).

Die zurückgehaltenen Feststoffe und die gewachsenen Biofilme auf den Sandkörnern verursachten eine Verringerung der Poren der Sandsäule. Das Porenvolumen in einer mit frischem Sand gefüllten Säule betrug 40 % des Säulenvolumens, während das Porenvolumen in einer für die Abwasserversickerung benutzten Säule auf 27 % abnahm. Hijnen *et al.* (2004) und Winter und Goetz (2001) haben die Änderung der Poren von Sandfiltern nach der Beschickung mit Abwasser erforscht. Die Partikel vom Abwasser und der sich bildende Biofilm können zur Abnahme der Poren in den oberen Filterschichten (0-20 cm) führen. Im Vergleich zu einer neu gebauten Anlage wurde das gesamte Porenvolumen von ca. 47 % auf ca. 41 % reduziert. Die Verkleinerung der Poren erhöht das Filtervermögen und es wurden mehr organische Stoffe im Boden zurückgehalten.

Den Untersuchungsbefunden von Clodius *et al.* (1999) ist insgesamt zu entnehmen, dass aus undichten Abwasserkanälen in den Untergrund eingetragene Stoffe bereits innerhalb der ersten 10 cm unter Rohrschäden einen deutlichen Konzentrationsrückgang erfuhren, wie der Vergleich zu Messbefunden aus 10-20 cm unter Rohrschäden zeigt. Mit dem Abwasser eingetragene organische Feststoffe wurden im Sediment gefiltert und lagerten sich an deren Partikeloberflächen ab. Dies führte zur Ausbildung einer aktiven Schicht mit hohem organischem Anteil, die unter günstigen Bedingungen bis zu ca. 10 cm Dicke erreichte.

Nach Beendigung der 3wöchigen Versuchsdauer bewirkte das Abwasser aus einem 4 mm Riss in einer Sandschichttiefe von ca. 2 cm eine ausgeprägte Zunahme der organischen Feststoffe (GV), eine Zunahme des gesamten organischen Kohlenstoff (TOC) und des Phosphors. Nach 2 cm Tiefe geht der TOC sprunghaft auf ca. 0,1 mg/g TS zurück. Die CSB- und N_{ges} -Werte lagen unterhalb der Nachweisgrenze ($\text{CSB} < 30 \text{ mg/g TS}$, $N_{\text{ges}} < 0,5 \text{ mg/g TS}$) (Dohmann, 1999).

Innerhalb einer Versuchsdauer von 470 Tagen wurde festgestellt, dass die akkumulierten organischen Stoffe in der Kolmationsschicht mit zunehmender Betriebszeit anstiegen (Beal *et al.*, 2006). Der Anstieg war aber nicht linear. Mit zunehmender Betriebszeit wurden die in der Kolmationsschicht und in den Sandschichten abfiltrierten organischen Stoffe weitgehend hydrolysiert und weiter abgebaut. Die CSB-Bilanzierung zeigt, dass im ersten Betriebsjahr 24,8 % des insgesamt eingeleiteten CSB in der Säule verblieben; nach einer Betriebszeit von fünf Jahren nahm dieser Anteil auf nur 7,2 % ab. Die Kontamination des Bodens wurde mit zunehmender Beschickungsdauer verringert (Kapitel 4.8.1).

5.5.3 Stickstoff

Eigene Ergebnisse der Analyse von Sandbodenproben zeigen, dass der TKN der Sandschicht mit zunehmender Sickerstrecke abnahm. In der Kolmationsschicht betrug der TKN 10,8 mg/g TS, in der Sandschicht von 0 - 1 cm 0,81 mg/g TS. Ab 30 cm blieb der TKN in den Sandschichten konstant und niedrig auf unter 0,07 mg/g TS (Kapitel 4.7.3).

Die Bilanzierung einer segmentierten Sandsäule mit 5 x 25 cm langen Teilsäulen (Abb. 4.8.3) zeigt, dass 46,7 % des eingeleiteten Stickstoffs in den ersten 25 cm zu gasförmigen Verbindungen umgesetzt wurden. Der in der 125 cm Säule fixierte Stickstoff betrug nur 3,9 % des gesamten TKN des Abwassers. Die Ursache, warum der TKN im Boden wenig akkumuliert wurde, liegt in der Zusammensetzung des Abwassers.

40 % des gesamten CSB des Abwassers sind partikulär ($> 0,45 \mu\text{m}$), im Gegensatz dazu enthält das Abwasser nur 12,6 % partikulären TKN. So wurde mehr CSB als TKN in der Säule aufgrund von Siebung und/oder Filtration zurückgehalten. Der suspendierte Anteil des TKN ist organisch, und wird teilweise zu Ammonium umgesetzt. Ausschließlich der nicht hydrolysierte, ungelöste und mit Mikroorganismen verbundene Stickstoff bleibt in der Säule. So wurde mehr CSB als TKN in den Sandproben jeder Sandschicht als im Abwasser nachgewiesen. In der Kolmationsschicht betrug der CSB bzw. der TKN 357 mg/g TS bzw. 10,31 mg/g TS. Das Verhältnis von CSB/TKN betrug knapp 35:1. Aber das Verhältnis CSB/TKN im kommunalen Abwasser lag nur bei ca. 10:1.

5.5.4 Gesamtkeimzahl

Da das Abwasser Nährstoffe für Bakterien enthält, wachsen eine Menge an Mikroorganismen in der Kolmationsschicht und während der Bodenpassage. Die im Abwasser enthaltenen Schwebstoffe können tief in den Boden eindringen. Dadurch entwickelte sich der biologische Bewuchs eher räumlich als flächenhaft (von der Emde, 1977). Weil die Nährstoffe für die

Mikroorganismen mit zunehmender Sickerstrecke immer weniger werden, wird die Bakteriendichte in Fließrichtung immer weniger. Durch die kontinuierliche Beschickung mit Abwasser enthielt die Kolmationsschicht eine hohe Lebendkeimzahl an aeroben und anaeroben Bakterien. Diese nahmen in tieferen Sandschichten ab. Das Verhältnis von aeroben und anaeroben Keimzahlen und die Populationsdichten änderten sich mit den Randbedingungen, insbesondere mit dem Sauerstoffgehalt und der Betriebszeit (Fitterer, 2001; Gallert *et al.*, 2001; Koydon, 2004; eigene Ergebnisse).

Rehbein (1998) hat nachgewiesen, dass eine Abnahme der Biomasse in einem Festbett-Reaktor in Fließrichtung eintritt. In den horizontalen Schichten lagen Inhomogenitäten vor, die eventuell durch Verblockungen oder Kanalbildung hervorgerufen wurden. Die Keimzahl von aeroben, anaeroben, denitrifizierenden und ammoniumoxidierenden Bakterien und die Stoffwechselaktivität waren mit zunehmender Sickerstrecke in einem Sandfilter rückgängig (Pell *et al.*, 1990).

Der Partikelgehalt (organische und anorganische Feststoffe) des Abwassers hat einen großen Einfluss auf die Verteilung der Mikroorganismen im Bodenfilter. Bei einem Abwasser mit einem hohen Gehalt an organischen Feststoffen waren die Nährstoffe überwiegend partikelassoziiert. Die partikelassoziierten Nährstoffe wurden in den obersten Filterschichten zurückgehalten und führten dort nach metabolischen Stoffumsetzungen zu hohen, eng begrenzten Biomassekonzentrationen. Im Gegensatz dazu bildete sich bei einem Abwasser, bei dem alle Nährstoffe in gelöster Form vorlagen, die Biomasse über einen weiten Bereich auch in tieferen Filterschichten (= innere mikrobielle Kolmation). Je nach Zusammensetzung des Abwassers können auch Mischformen zwischen „äußerer“ und „innerer“ mikrobieller Kolmation beobachtet werden (Schwarz, 2003). Der Hauptteil der Biomasse befand sich in den oberen 10 cm des Bodenfilters. Im Vergleich dazu war die Biomassekonzentration ab einer Filtertiefe von 20 cm sehr gering (Schwarz, 2003). Ähnliche Ergebnisse hat Ho *et al.* (2006) auch im Biosandfilter erhalten. Biologisch abbaubare organische Stoffe sind hauptsächlich organische Kolloide, die innerhalb der ersten 30 cm Sickerstrecke abgebaut wurden und zu einer signifikanten Steigerung der Bodenbiomasse führten (Rauch-Williams und Drewes, 2006).

Fäkale coliforme Keime wurden zum größten Teil bereits in den obersten 60 cm eines Bodenprofils zurückgehalten. Nach früheren Untersuchungen schien eine Untergrundpassage von etwa 90 m in den Sanden und Kiesen des Untersuchungsgebietes ausreichend für eine weitestgehende Elimination der fäkalen Coliformen (Bouwer *et al.*, 1974)

Die Bodenfiltration ist eine der effektivsten Methoden, um pathogene Keime aus dem Wasser zurückzuhalten. Die Adsorption an Bodenkolloiden soll die wichtigste Rolle spielen (Geller und Lenz, 1982). Eigene Untersuchungen zeigen, dass coliforme Keime und *E. coli* mit zunehmender Betriebszeit in tiefere Sandschichten verlagert werden. Nach 40 Monaten wurden coliforme Keime und *E. coli* in der Sandschicht von 70 bis 90 cm nachgewiesen, nach 60 Monaten wurden in einer Tiefe bis zu 125 cm coliforme Keime und *E. coli* nachgewiesen (Kapitel 4.7.5).

Die Keimabnahme im Boden wurde unter anderem mit der Anwesenheit von Protozoen und anderen Organismen erklärt. Die Protozoen wirken bei der Keimabnahme mit (Öhler, 1963).

Die folgenden Mechanismen sind für die Keimelimination im Boden verantwortlich (Rehse, 1977):

- Festlegung am Filter- beziehungsweise am Bodenkorn oder am bereits gebildeten „biologischen Schlamm“ (= Biofilm und abfiltrierter Schlamm)
- Absterben aufgrund von Alterung, Nahrungsmangel, Nahrungskonkurrenz und ungünstigen ökologischen Bedingungen, besonders der milieufremden Keime
- Antagonistische Faktoren: Fraß durch Protozoen und eventuell Metazoen, Befall durch Parasiten, Wirkung toxischer bzw. antibiotischer Stoffwechselprodukte sowie von Exoenzymen
- Koagulations- und Flockungsvorgänge.

In den Pflanzenkläranlagen werden einfließende Schwermetalle größtenteils im Sediment gebunden, was zu hohen Metallgehalten im Boden führt. Dort ist aber keine hemmende Beeinträchtigung der lebenden Mikroorganismen durch Schwermetalle zu beobachten (Köcher, 1996).

5.6 Auswirkung von undichten Abwasserkanälen auf das Grundwasser

Die Kontamination des Grundwassers durch Abwasserversickerung wurde mehrfach nachgewiesen (z.B. Kollatsch *et al.*, 2006; Greber, 2005). Eigene Ergebnisse bestätigen, dass Abwasser aus undichten Kanälen sowohl den Boden als auch das Grundwasser mit schwer abbaubaren organischen Stoffen und pathogenen Keimen kontaminiert. Im Boden adsorbiertes Ammonium wird nitrifiziert und Nitrat sickert ins Grundwasser, wenn keine C-Quelle für die Denitrifikation vorhanden ist (Vollertsen und Hvitved-Jacobsen, 2003). Die nicht abgebauten resistenten Stoffe wie RKM (Röntgenkontrastmittel) oder Arzneimittel gelangen durch den Sandboden ins Grundwasser (Hua *et al.*, 2003).

Mit einem Biotest mit 27 Grundwasserproben, die in der Nähe von einer Deponie in Dänemark gezogen wurden, wurde festgestellt, dass die meisten toxischen Proben nahe bei der Deponie gefunden wurden. Die Toxizität nahm mit zunehmender Entfernung bzw. Tiefe unter der Leckagestelle ab. Bei einer Tiefe von über 80 m hatte die Toxizität des Grundwassers keinen Unterschied im Vergleich zum Hintergrundwert (Baun *et al.*, 2000). Je tiefer das Grundwasser ansteht bzw. mit feiner werdender Textur des Bodens nimmt die Gefahr des Eintrags von Keimen in das Grundwasser ab (Rehse, 1977).

Wenn Bakterien ins Grundwasser eindringen, bestimmen die Randbedingungen ihre Lebensdauer. Einwirkungen der Temperatur auf das Überleben von *E. coli* in wassergesättigter Umgebung wurden untersucht. Die Inaktivierungsraten von 5 bis 20°C betragen von 0,03 bis 0,06 log₁₀-Einheit pro Tag, während die Inaktivierungsrate bei 37°C bei ca. 0,2 log₁₀-Einheit pro Tag lag. *E. coli* wurde viel schneller in alkalischen Böden als in sauren Böden inaktiviert (Sjogren, 1994).

Im Grundwasser werden PAK, BTEX und heterozyklische Aromaten unter aeroben Bedingungen abgebaut. Unter anaeroben Bedingungen werden sie mit NO₃⁻ und Fe(III) als Elektronenakzeptor ebenfalls abgebaut (Tiehm und Sagner, 2005). Dabei wird Biogas freigesetzt, das sich mit dem Grundwasser ausbreitet.

6 LITERATUR

An, P., Hua, J. Franz, M., Winter, J., Gallert, C.: Change of Chemical and Biological Parameters in Soil Caused by Trickling Sewage. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 32 (2004) 4-5, S. 296-303.

ATV-Merkblatt M 143 Teil 1 und 2: Inspektion, Instandsetzung, Sanierung und Erneuerung von Entwässerungskanälen und -leitungen. St. Augustin, Juni 1991.

Baeder-Bederski, O., Dürr, M., Borneff-Lipp, M., Kusch, P.: Netter, R., Daeschlein, G., Mosig, P., Müller, R.A.: Retention of *Escherichia coli* in municipal sewage by means of planted soil filters in two-stage pilot plant system. *Water Science and Technology*, Vol. 51, Nr. 9, 2005, S. 205-212.

Balfanz, J., Rehm, H.J.: Biodegradation of 4-chlorophenol by adsorptive immobilized *Alcaligenes sp. A 7-2* in soil. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 33, 1991, S. 662-668.

Baun, A., Jensen, S.D., Bjerg, P.L., Christensen, T.H., Nyholm, N.: Toxicity of Organic Chemical Pollution in Groundwater Downgradient of a Landfill (Grindsted, Denmark). *Environmental Science & Technology*, 2000, 34, S. 1647-1653.

Beal, C.D., Gardner, E.A., Kirchhof, G., Menzies, N. W.: Long-term flow rates and biomat zone hydrology in soil columns receiving septic tank effluent. *Water Research*, 40, 2006, S. 2327-2338.

Berger C., Lohaus J., Wittner A. und Schäfer R.: Zustand der Kanalisation in Deutschland. *KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* 2002 (49) Nr. 3, S. 302-311.

Birkner T., Bosseler B.: Fremdwasserermittlung unter Berücksichtigung privater Entwässerungsnetze. *GWA* 12/2002, S. 913-919.

Bischofsberger, W., Dichtl, N., Rosenwinkel, K.-H., Seyfried, C. F., Böhnke, B.: *Anaerobtechnik*, 2., vollständig überarbeitete Auflage, Verlag Springer, 2005, S. 320-327.

Blackwood, D.J., Ellis, J.B., Revitt, D.M., Gilmour, D.J.: Factors influencing exfiltration processes in sewers. *Water Science and Technology*, Vol. 51, Nr. 2, 2005, S. 147-154.

Bock E., Schmidt I.: Nitrogen loss caused by denitrifying *Nitrosomonas* cells using ammonium or Hydrogen as electron donors and nitrite as electron acceptor. *Arch. Microbiology* (1995) 163, S. 16-20.

Born, W., Lambert, B., Hohl, E., Frechen, F.-B., Hassinger, R.: Bodenfilterbecken zur weitergehenden Mischwasserbehandlung. *KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* 2000 (47) Nr. 1, S. 81-91.

Börner, T.: Einflußfaktoren für die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen. – Schriftreihe WAR 58, Verein zur Förderung des Institutes für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung der TH Darmstadt (Hrsg.), 1992.

Bosshart U.: Arzneimittelrückstände im Zürichsee. *Gas, Wasser, Abwasser*, 1/2005, S. 23-26.

- Bouwer, H., Lance, J.C., Riggs, M.S.: High-rate land treatment II: Water quality and economic aspects of the Flushing Meadows project. *Journal water Pollution Control Federation (WPCF)* 46. 1974, Nr. 5, S. 834.
- Broda, E.: Two kinds of lithorophs missing in nature. *Z. Allg. Microbiol.* 17 (1977), S. 491-493.
- Clodius, C.-D., Hagendorf, U., Kfafft, H.: Untersuchung zur Erfassung und Bewertung undichter Kanäle im Hinblick auf die Gefährdung des Untergrundes. in: M. Dohmann, Wassergefährdung durch undichte Kanäle, Erfassung und Bewertung, Verlag Springer, 1999, S. 83-142.
- Cypionka H., Pfennig N.: Growth yields of *Desulfotomaculum orientis* with hydrogen in chemostat culture. *Archives of Microbiology*, (1986) 143: S.396-399.
- Dizer, H., Grützmacher, G., Bartel, H., Wiese, H.B., Szewzky, R., López-Pila, J.M.: Contribution of the colmation layer to the elimination of coliphage by slow sand filtration. *Water Science and technology*, Vol. 50, Nr. 2, 2004, S. 211-214.
- Dohmann M., Decker J., Menzenbach B.: Untersuchungen zur quantitativen und qualitativen Belastung von Boden, Grund- und Oberflächenwasser durch undichte Kanäle. in: M. Dohmann, Wassergefährdung durch undichte Kanäle, Erfassung und Bewertung. Verlag Springer, 1999, S. 1-82.
- Eiswirt, M.: Charakterisierung und Simulation des Schadstofftransports aus Abwasserkanälen und Mülldeponien. *Schriftreihe Angewandte Geologie Karlsruhe*. Nr.38(1995).
- Ellis, J.B., Revitt, D.M., Lister, P., Willigress, C., Buckley, A.: Experimental studies of sewer exfiltration. *Water Science and Technology*, Vol. 47, Nr. 4, 2003, S. 61-67.
- Fach, S.: Einschätzung des Stoffrückhalts und der hydraulischen Leistungsfähigkeit wasserdurchlässiger Verkehrsflächen. *Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft Technische Universität München*, Nr. 175, 2003, S. 149-169.
- Fenz, R.; Blaschke; A.P., Clara, M., Kroiss, H., Mascher, D., Zessner, M.: Monitoring of carbamazepine concentrations in wastewater and groundwater to quantify sewer leakage. *Water Science & technology*, Vol. 52, Nr. 5, S. 205-213.
- Fitterer, K.: Charakterisierung enzymatischer und mikrobiologischer Parameter einer im Labor simulierten Kanalleckage. *Institut für Ingenieurbiologie und Biotechnologie des Abwassers, Universität Karlsruhe* (2001)
- Franz, M.: Charakterisierung biologischer und physikalischer Prozesse bei der Versickerung von Abwasser im Untergrund. *Diplomarbeit, Institut für Ingenieurbiologie und Biotechnologie des Abwassers, Universität Karlsruhe*, 2000.
- Franz, T., Karpf, C., Krebes, P.: Großräumige Medellierung von Infiltration und Exfiltration. „Undichte Kanäle – (k)ein Risiko? Gemeinschaftstagung, 11.-12- Oktober 2006 Frankfurt, S. 131-142.

- Fresius W., Schneider W., Böhnke B., Pöppinghaus K.: Abwassertechnologie. Springer-Verlag, 1988.
- Frimmel, F.H.: Scriptum "Wasserchemie für Ingenieure". DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), 1986.
- Fuchs, S., Hahn, H.H., Roddewig, J., Schwarz, M., Turković, R.: Biodegradation and Bioclogging in the Unsaturated Porous Soil beneath Sewer Leaks. Acta hydrochim. Hydrobiol. 32 (2004) 4-5, S. 277-286.
- Gallert, C. Hua, J., Koydon, S., Franz, M., Fitterer, K., Winter, J.: Auswirkungen schadhafter Kanäle auf den Untergrund. GWF Gas Wasserfach: Wasser-Abwasser, 142, 2001, S. 23-28.
- Geller, G., Lenz, A.: Bewachsene Bodenfilter zur Wasserreinigung. Korrespondenz Abwasser, 29. 1982, H. 3, S. 142.
- Geller, G., Netter, R., Kleyn, K., Lenz, A.: Bewachsene Bodenfilter zur Reinigung von Wässern – Ergebnisse und Empfehlungen aus einem 5jährigen BMFT-Forschungsvorhaben. 6/1992, 39. Jahrgang, S. 886-899.
- Geller, G., Höner, G.: Handbuch „Bewachsene Bodenfilter“ mit CD-ROM – Evaluation von Bewachsenen Bodenfiltern im deutschsprachigen Raum und Hinweise zum Qualitätsmanagement, AZ14178-09. – Teilprojekt im Rahmen des Verbundprojektes „Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie“, AZ14178-01. gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück, 1998, (unveröffentlicht).
- Giger W.: Antibiotikarückstände in Abwasser und Gewässern. Gas Wasser, Abwasser, 1/2005, S. 17-23.
- Grau A.: Untersuchungen zur Ermittlung der Leistungsfähigkeit einer Hangversickerung als spezielles Verfahren einer Bodenpassage. D 82 (Diss. TH Aachen), Aachen, 1977.
- Greber E., Baumann A., Cornaz S., Herolo T., Kozel R., Mural R., Zobrist J.: Grundwasserqualität in der Schweiz, NAQUATREND – das nationale Beobachtungsprogramm. GWA 3/2002, S. 191-201.
- Greber, E.: Viren und Protozoen in schweizerischen Grundwasservorkommen. GWA, 11/2005, S. 867-877.
- Grombach P., Haberer K., Merkel G., Trüb U.: „Handbuch der Wasserversorgungstechnik“. 3. Auflage, Oldenbourg, 2000, S. 487-488.
- Hagendorf, U., Krafft, H., Clodius, C.-D., Ikels, J.: Untersuchung zur Erfassung und Bewertung undichter Kanäle im Hinblick auf die Gefährdung des Untergrundes. In: Dokumentation 4. Internationales Kongress Leitungsbau (Hamburg), 1994, S. 407-434.
- Hagendorf, U., Diel, K.: Keimelimination in Bewachsenen Bodenfiltern. Wasser & Boden, 53/3, 16-18, 2001, S. 16-18.
- Haller B.: Fremdwasserprobleme Erkennen – Bewerten – Lösen. GWA 3/2002, S. 161-167.

Hamburger Wasserwerke GmbH, Wasserwerk Bausberg: Abdeckung von Langsam-Sandfilter gegen Algenbewuchs sowie Schutz gegen Umweltbeeinflussungen. 1982.

Härig F., Mull R.: Undichte Kanalisationssysteme - die Folgen für das Grundwasser. in:«Rohrleitungen im Boden-Umweltschonend und wirtschaftlich»; Schriftreihe aus dem Institut für Rohrleitungsbau an der Fachhochschule Oldenburg, Band 8, 1999, Vulkan Verlag Essen. Oder: GWF/ Wasser, Abwasser 133 (1992) Nr.4, S. 196-200.

Hartmann L.: Biologische Abwasserreinigung, dritte Auflage, Springer-Verlag, 1992.

Hellberg-Rode, G.: Projekt Hypersoil. <http://hypersoil.uni-muenster.de/0/03/07.htm>, Institut für Didaktik der Biologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster, 2003.

Helmer C., Tromm C., Hippen A., Rosenwinkel K.-H., Seyfried C. F. und Kunst S.: Einstufige biologische Stickstoffelimination durch Nitritation und anaerobe Ammonium-Oxidation im Biofilm. GWF/ Wasser.Abwasser, 140 (1999) Nr.9, S. 622-632.

Helmer, C., Kunst, S., Juretschko, S., Schmid, M.C., Schleifer, K.-H., Wagner, M.: Nitrogen Loss in a nitrifying Biofilm System. Water Science and Technology, Vol. 39, No. 7, S. 13-21, 1999.

Henze M., Harremoës P., Jansen J., Arvin E.: Wastewater Treatment, Biological and Chemical Processes. zweite Edition, Springer-Verlag, 1997.

Hijnen, W.A.M., Schijven, J.F., Bonn e, P., Visser, A., Medema, G.J.: Elimination of viruses, bacteria and protozoan oocysts by slow sand filtration. Water Science and Technology, Vol.50, Nr. 1, 2004, S. 147-154.

Hijnen, W.A.M., Brouwer, A.J., Charles, K.J., Medema, G.J.: Transport of MS2 Phage, Escherichia coli, Clostridium perfringens, Cryptosporidium in a Gravel and a Sandy Soil. Environmental Science & Technology, 2005, 39, S. 7860-7868.

Hill, S.: Untersuchungen über die Wechselwirkung zwischen Porenverstopfung und Filterwiderstand mittels Tracermessungen. Dissertation, Verein zur Förderung des Instituts für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung der TH Darmstadt. 1983. S. 62.

Ho, L., Meyn, T., Keegan, A., Hoefel, D., Brookes, J., Saint, C.P., Newcombe, G.: Bacterial degradation of microcystin toxins within a biologically active sand filter. Water Research 40 (2006), S. 768-774.

Hopp, J., Hollender, J.: Biologischer Abbau von Chlorkohlenwasserstoffen. Kolloquium an der TU Berlin, 21. bis 22. November 1991, Redaktion: Bodo Weigert, TU Berlin, 1992, S.111-131.

Horn, H.: Simultane Nitrifikation und Denitrifikation in einem hetero-/autotrophen Biofilm unter Berücksichtigung der Sauerstoffprofile. Gwf- Wasser/Abwasser 133, 1992, Nr. 6, S. 287-292.

Hua, J., An, P., Winter, J., Gallert, C.: Elimination of COD, microorganisms and pharmaceuticals from sewage by trickling through sandy soil below leaky sewers. Water Research, 37, 2003, S. 4395-4404.

- Hua, J., An, P., Winter, J., Gallert, C.: Elimination of Organic Compounds of Sewage or Sewage Fractions in Sandy Soil below Leaking Sewers. *Acta hydrochim. Hydrobiol.* 32 (2004) 4-5. S. 287-295.
- Huang, P.M., Iskandar, I.K.: *Soils and Groundwater pollution and Remediation, asia, Africa, and Oceania.* Lewis Publishers, 2000, S. 207-208.
- Huber, R., Ziegler, H.: „Lexikon der Biologie“. Band 2, Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, 1999, S. 192.
- Ihle S., Schellenberger, M., Herrmann, M., Richter, C. und Wildführ, W.: Optimalitätskriterien zur Bemessung von Pflanzenkläranlagen, KA-Wasserwirtschaft. *Abwasser, Abfall* 2001 (48) Nr. 12, S. 1740-1749.
- Kasting, U., Janiczek, M., Grotehusmann, D.: Bodenfilteranlagen zur Reinigung von Abflüssen stark verschmutzter Verkehrsflächen. *KA-Abwasser, Abfall*, 2003 (50) Nr. 11, S. 1428-1433.
- Kayser, K., Kunst, S.: Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. *Water Science and Technology*, Vol. 51, Nr. 9, 2005, S. 177-184.
- Köcher, A.: Chemische, physikalische sowie mikrobiologische Untersuchungen zweier industriell genutzter Pflanzenkläranlagen. *Korrespondenz Abwasser*, 8/1996, 43. Jahrgang, S. 1438-1444.
- Kollatsch, R.A., Küchler, A., Schwerdtfeger, B., Stölken, B., Hannappel, S.: Regionalisierung diffuser stofflicher Grundwasserbelastungen in Mecklenburg-Vorpommern. *Wasser und Abfall*, 3, 2006, S. 40-45.
- Koppe, P., Stozek, A.: *Kommunales Abwasser.* 4. Auflage, Vulkan-Verlag, Essen – 1999.
- Koydon, S.: Contribution of sulfate-reducing bacteria in soil to degradation and retention of COD and Sulfate. Dissertation, Universität Karlsruhe, 2004.
- Laak, R.: Pollutant Loads from Plumbing Fixtures and Pretreatment to Control Soil Clogging. *J.E.H.*, 39. 1974, Nr. 1, S. 48.
- Laak, R.: Anwendungen und Erfahrung von Kleinkläranlagen in den USA. Gastvorlesung am Lehrstuhl und Prüfamnt für Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen der Technischen Universität München, 1976, unveröffentlichtes Manuskript.
- Laak, R.: *Wastewater Engineering Design for Unsewered Areas.* Ann Arbor Science. Ann Arbor, Michigan, 1980.
- Lautrich, R.: *Der Abwasserkanal-Handbuch für Planung, Ausführung und Betrieb.* 4. Auflage, Verlag Paul Parey, 1980. S. 139.
- Leschber, R., Loll, U.: *ATV-Handbuch Klärschlamm.* Ernst & Sohn Verlag, 1996, S. 264-269.

- Lucas, S.: Dem Fremdwasser auf der Spur. KA-Abwasser, Abfall 2004 (51) Nr.4, S. 376-381.
- Macke E.: Auswirkungen von Schäden an öffentlichen Schmutz- und Mischwasserkanälen auf Grundwasser und Boden. in: M. Dohmann, Wassergefährdung durch undichte Kanäle, Erfassung und Bewertung, Verlag Springer, 1999, S. 291-306.
- Madrid, L., Diaz-Barrientos, E., Reinoso, R. und Madrid, F.: Metals in urban soils of Sevilla: seasonal changes and relations with other components and plant contents. *European Journal of Soil Science*, June 2004, 55, S. 209-217.
- Mohammedi, M.: etude de matériaux de garnissage en vue d'une réduction géométrique des filtres biologiques dans le cadre de l'assainissement autonome. Thèse 3 ème cacle, Université de Limoges, 1998.
- Morel, F.M.M.: Principles of aquatic chemistry. Verlag Wiley, New York, 1983, S. 446.
- Müller, V., Lützner, K.: Zur Verstopfungssicherheit von Pflanzenkläranlagen. *Korrespondenz Abwasser*, 46 (5), 1999, S. 701-716.
- Nieuwenhuijzen, A.F., van der Graaf, J.H.J.M., Kampschreur, M.J., Mels, A. R.: Particle related fraction and characterisation of municipal wastewater, *Water Science and Technology*. Vol. 50, Nr. 12, 2004, S. 125-132.
- Öhler, K.E.: Wirkung und Bedeutung der Bodenpassage für die Reinigung von Oberflächenwasser. Schriftenreihe des Vereins für Wasser, Bode, und Lufthygiene, 1963, Nr. 21, S. 26-40.
- Oladoja, N.A., Ademoroti, C.M.A.: The use of fortified soil-clay as on-site system for domestic wastewater purification. *Water Research*, 40 (2006), S. 613-620.
- Paul, M.: Untersuchung der am Stickstoff-Umsatz beteiligten Organismen in einer von Abwasser durchsickerten Bodenmatrix. Diplomarbeit, Institut für Ingenieurbioogie und Biotechnologie des Abwassers der Universität Karlsruhe, 2002.
- Pell, M., Nyberg, F.: Ljunggren, H., Microbial Numbers and Activity during Infiltration of Septic-Tank Effluent in a Subsurface Sand Filter. *Water Research*, Vol. 24, No. 11, 1990, S. 1347-1354.
- Popkin, R.A., Bendixen, T.W.: Improved subsurface disposal. *Journal WPCF*, 40., 1968, Nr.8. Teil 1, S. 1499.
- Rauch-Williams, T., Drewes, J.E.: Using soil biomass as an indicator fort he biological removal of effluent-derived organic carbon during soil infiltration. *Water Research*, 40 (2006), S. 961-968.
- Rehbein V.: Nitrifikationsleistung belüfteter Biofilter zur kommunalen Abwasserreinigung, Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft. Technische Universität München, Nr. 147, 1998, S. 113-117.

- Rehse, W.: Elimination und Abbau von organischen Fremdstoffen, pathogenen Keimen und Viren in Lockergestein. Zeitschrift der deutschen geologischen Gesellschaft, Heft 128, 1977, S. 319-329.
- Rettinger, S.: Wasser- und Stoffdynamik bei der Abwasserperkolatation, Bericht aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen. Technische Universität München, Nr.97, 1991, S. 86-91.
- Rott U., Zacher B.: Entwicklung von Verfahren zur Quantifizierung des Wasseraustritts und der Wasser- und Stoffausbreitung in der Umgebung undichter Kanäle. in: M. Dohmann, Wassergefährdung durch undichte Kanäle, Erfassung und Bewertung, Verlag Springer, 1999, S. 213-248.
- Rowell D.L.: Bodenkunde –Untersuchungsmethoden und ihre Anwendungen, Aus dem Englisch übersetzt von Dr. Martina Börsch-Supen. Verlag Springer, 1997, S. 101.
- Schamger C., Heine A.: Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlage – eine statistische Analyse. gwf Wasser. Abwasser, 141 (2000) Nr. 5, S. 315-326.
- Scheffer / Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde: Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, 15. Auflage, 2002, S. 51.
- Schmidt I., Bock E.: anaerobic ammonia oxidation with nitrogen dioxide by *Nitrosomonas eutropha*. Arch. Microbiology (1997) 167, S. 106-111.
- Schulz, O., Hartmann, A.: Macke, E.: Untersuchung von Schäden an öffentlichen Schmutz- und Mischwasserkanälen hinsichtlich der Auswirkung auf Grundwasser und Boden. In: Dokumentation 4. Internationaler Kongress Leitungsbau (Hamburg), 1994, S. 493-511.
- Schwarz, M., Fuchs, S., Hahn, H.H.: Mikrobielle Kolmation und Dekolmation in Bodenfilter. Wasser und Abfall, 10/2003, S. 20-23.
- Sélas, B., Lakel, A., Andres, Y., Cloiec, P.: Wastewater reuse in on-site wastewater treatment: bacteria and virus movement in unsaturated flow through sandfilter. Water Science and Technology, Vol. 47, Nr.1, 2002, S. 59-64.
- Sjogren, R.E.: Prolonged survival of an environmental Escherichia coli in laboratory soil microcosms. Water, Air, Soil, pollut, 1994, 75, S. 389-403.
- Stein, D. Kaufmann O.: Schadensanalyse an Abwasserkanälen aus Beton- und Steinzeugrohren der Bundesrepublik Deutschland-West. Korrespondenz Abwasser 2/93, 40. Jahrgang, S. 168-179.
- Stögbauer, Andrea: Schwefelisotopenfraktionierung in abwasserbelasteten Sedimenten – biogeochemische Umsetzungen und deren Auswirkung auf den Schwermetallhaushalt. Dissertation, Universität Karlsruhe, 2004.
- Teschner, K., Maciel, N., Hegemann, W.: Kolmation von vertikal durchströmten Pflanzenkläranlagen. Wasser · Abwasser GWF, 145 (2004), Nr. 1, S. 26-35.

- Tiehm, A., Sagner, A.: Gefahrenmanagement im Grundwasser - Bewertung des natürlichen Schadstoffabbaus. *Wasser · Abwasser GWF*, 146 (2005), Nr. 7-8, S. 560-563.
- Ullmann, F.: Umweltorientierte Bewertung der Abwasserexfiltrationen bei undichten Kanälen dargestellt am Beispiel einer Bundeswehrkaserne. D 82 (Diss. TH Aachen), Aachen, 1994.
- Van de Graaf, A. A., de Bruijn, P.; Robertson, L.A., Jetten, M.S.M. and Kuenen, J.G.: Metabolic pathway of anaerobic ammonium oxidation on the basis of ¹⁵N studies in a fluidized bed reactor. *Microbiology* 143 (1997), S. 2415-2421.
- Van Niel, E.W.J., Robertson, L.A., Kuenen, J.G.: A mathematical description of the behaviour of mixed chemostat cultures of an autotrophic nitrifier and a heterotrophic nitrifier/aerobic denitrifier; a comparison with experimental data. *FEMS Microbiol. Ecol.* 102, 1993, S. 99-108.
- Voerkelius, S.: Isotopendiskriminierung bei Nitrifikation und Denitrifikation – Grundlagen und Auswirkungen in der Zuordnung von Nitrat und Nitrit. Ph. D, Dissertation, Institut für Allgemeine Chemie und Biochemie, TU München, 1990.
- Vollertsen, J., Hvitved-Jacobsen, T.: Exfiltration from gravity sewers: a pilot scale study. *Water Science and Technology*, Vol.47, Nr. 4, 2003, S. 69-76.
- Von der Emde, W.: Die Bodenfiltration im Zusammenhang mit Hauskläranlagen, Wiener Mitteilung, *Wasser-Abwasser-Gewässer*. 12. Seminar ÖWWV „Abwasserreinigung in kleinen Verhältnissen“, Februar, 1977, Band 22, S. B1.
- Von Felde, K., Kunst S.: N- und CSB-Abbau in vertikal durchströmten Bodenfiltern. *gwf Wasser. Abwasser*, 137(1996) Nr.8, S. 401-406.
- Wakida, F. T., Lerner, D. N.: Non-agricultural source of groundwater nitrate: a review and case study. *Water Research*, 39 (2005) S. 3-16.
- Walther, W.: Diffuser Stoffeintrag in Böden und Gewässer. Teubner, 1999.
- Winter J.: Anaerobic waste stabilisation. *Biotechnology advances* 2: 1984, S. 75-99.
- Winter, K.J., Goetz, D.: Einfluß der Abwasserzusammensetzung auf die Kolmationsneigung vertikal durchströmter Bewachsener Bodenfilter. *Korrespondenz Abwasser*, 2004 (51) Nr. 9, S. 961-966.
- Winter, K.J., Goetz, D.: Kolmation in Bewachsenen Bodenfiltern. *Wasser & Boden*, 53/3, 19-22, 2001, S. 19-22.
- Wolf, P. und Normann, W.: Eine Feld-Methode für die Messung des CSB von Abwasser. *Korrespondenz Abwasser*, 9/1977, 24. Jahrgang, S. 277-280.
- Yu, T.R. and Li, C.K.: Soil Reaction, in *Soil of China*. Institute of Soil Science, Science Press, Beijing, 1990, pp. 514-532
- Zimmermann, U.: Die Langsamsandfiltration, altbewährt und modern einsetzbar. *GWA*, 1/2000, S. 45-49.

Institut für Ingenieurbiologie und Biotechnologie
des Abwassers
Universität Karlsruhe (TH)

Herausgeber: Prof. Dr. rer. nat. J. Winter

ISSN: 0172-8709

ISBN: 978-3-86644-125-5

www.uvka.de